Bureau des audiences publiques sur l'environnement

Consultation publique sur le développement durable de la production porcine au Québec

Mémoire déposé

à la Commission sur le développement durable de la production porcine au Québec

par le Groupe de recherche en épidémiologie des zoonoses et santé publique (GREZOSP)

de la Faculté de médecine vétérinaire

Université de Montréal

Avril 2003

Table de matières

1. Problématique 2
2. Risques Chimiques 3
3. Risques biologiques 3
4. Entreprise agricole versus bassin versant 5
5. Indicateurs de pollution diffuse agricole d'origine animale 6
5.1. Unités animales 6
5.2. Méthodes alternatives : 7
Indicateurs synthétiques 7
Modèles mathématiques d'entreprises 8
6. Problématique d'occupation du territoire 8
7. Conclusions 9
8. Références 10
9. Annexe A 15
10. Annexe B 106
11. Annexe C 151

1. Problématique

La production porcine au Québec représente une industrie qui joue un rôle important dans la société québécoise. Cette industrie produit des aliments de qualité qui restent à la base des habitudes de consommation des Québécois. Elle fournit aussi des emplois dans plusieurs secteurs du monde agroalimentaire et favorise la subsistance de plusieurs milieux ruraux au Québec. Elle exporte de produits d'origine animale et, à ce titre, elle introduit des devises extérieures dans l'économie du Québec. Tous ces éléments sont très positifs pour le Québec. Par ailleurs, cette industrie est une source de pollution diffuse du milieu agricole. Cette pollution diffuse est de nature chimique et de nature microbiologique, mais dans le cas du porc elle touche aussi les odeurs. Il est essentiel de distinguer la pollution selon sa nature car les problèmes causés sont alors très différents.

La pollution diffuse d'origine animale a des impacts sur la santé de l'environnement et des écosystèmes, mais elle a aussi des impacts sur la santé publique. Notre groupe de recherche se préoccupe de cet aspect potentiellement négatif de la relation homme animal. Le Groupe de Recherche en Épidémiologie des Zoonoses et Santé Publique (GREZOSP) est issu d'un partenariat entre des professeurs de la Faculté de Médecine Vétérinaire, Université de Montréal, et des chercheurs du Laboratoire de Lutte contre les Zoonoses d'Origine Alimentaire de Santé Canada. Notre mission en rapport avec l'agroenvironnement est d'étudier l'axe « Animaux de rente – terres agricoles – eau – santé des populations ».

Le but de ce rapport est de montrer que plusieurs stratégies de gestion de cette pollution agroenvironnementale diffuse sont disponibles en dehors des traditionnelles unités animales. La recherche déjà en cours sur l'application de ces stratégies pourrait produire rapidement des outils permettant une gestion de l'occupation du territoire respectueuse à la fois de la santé publique, de l'environnement, de l'agriculture et des citoyens.

Le présent rapport établit d'abord la distinction entre les risques chimiques et les risques biologiques. Il discute ensuite du faux problème de l'incompatibilité entre la gestion par versant et celle par entreprise agricole. Il présente par la suite les différents indicateurs utiles comme outils de gestion, tout d'abord les unités animales puis des indicateurs alternatifs beaucoup plus respectueux de la globalité du problème. Finalement, ce rapport aborde la complexité de la problématique de l'occupation du territoire et il propose une démarche pour résoudre cette problématique critique pour la société québécoise et sa production porcine en favorisant la gestion consensuelle de l'occupation du territoire rural.

2. Risques chimiques

Les risques chimiques sont liés directement aux molécules et aux atomes utilisés pour traiter les terres et la végétation. On se réfère donc aux impacts sur l'environnement ou sur la santé publique des pesticides, des insecticides, de l'azote, du phosphore, des résidus médicamenteux, etc. Il faut distinguer ces risques de ceux liés aux microbes comme par exemple la résistance aux antibiotiques ou les maladies entériques liées aux zoonoses.

L'importance des risques pour la santé publique liés à la transmission des résidus médicamenteux par l'agroenvironnement est vraisemblablement assez faible. Ceci est dû à l'effet de dilution dans le cas d'une transmission par l'eau et à la quantité qui est captée par l'environnement avant l'absorption de ces résidus par les êtres humains. La capacité de ces molécules d'agir sur l'environnement, c'est-à-dire sur les écosystèmes, n'est pas vraiment connue. Les effets de l'azote et du phosphore sur l'environnement sont mieux connus. Par contre, le risque qu'ils représentent pour la santé publique n'est pas très élevé. Les effets des insecticides et des pesticides sur l'environnement et sur la santé publique sont probablement assez importants bien qu'ils soient encore mal connus.

3. Risques biologiques

De nombreuses maladies entériques d'origine microbienne, telles que les infections par *Salmonella*, *Campylobacter*, les *Escherichia coli* producteurs de vérotoxine (ECPV) ou *Cryptosporidium* sont des zoonoses, c'est-à-dire des maladies transmissibles entre les animaux et les hommes. L'épidémiologie de ces maladies fait apparaître le rôle central des animaux de rente qui agissent en tant que réservoir pour ces organismes pathogènes. La transmission à l'être humain se fait souvent par les aliments ou par l'eau mais elle est aussi possible par contact direct avec des animaux infectés, des surfaces souillées ou de personne à personne. Comparativement à la transmission par les aliments, la transmission par l'eau de ces agents est plus complexe et moins bien connue. Plusieurs études ont mis en évidence l'association entre le pâturage et l'épandage des fumiers des animaux sur les terres d'une part, et la contamination microbiologique des eaux de surface et de profondeur d'autre part (Faust, 1982; Patni, 1991; Rudolph et coll., 1998). En 1999, Michel et coll. ont trouvé des associations spatiales significatives entre la densité du bétail et l'incidence des cas humains d'infection à *Escherichia coli* O:157. Récemment, l'éclosion de Walkerton, Ontario, dans laquelle plus de 2000 personnes ont été infectées par le ECPV illustre de façon dramatique l'importance de la voie hydrique dans la transmission des zoonoses entériques ainsi que la conséquence des pressions hygiéniques exercées par les entreprises agricole sur les populations environnantes. Cet événement a aussi rappelé la faiblesse relative de nos connaissances quant à la compréhension et au contrôle des

facteurs qui influencent la présence, la survie et la transmission de ces agents pathogènes sur l'axe « Animaux de rente – terres agricoles – eau – santé des populations ». Bien que ce microbe spécifique soit peu présent chez le porc, d'autres espèces microbiennes présentes chez celui-ci pourraient avoir des conséquences néfastes du même genre. Il y a potentiellement entre 8 et 19 agents microbiens présents en production porcine ayant un impact sur la santé publique (Anonyme, 1999).

Les étapes de la contamination de l'eau par des microorganismes entéropathogènes incluent la contamination des troupeaux, leur excrétion par les animaux de la ferme, leur survie durant l'entreposage des fumures, la contamination des terres et leur survie au niveau des surfaces agricoles et, enfin, la contamination des eaux de surface et des sources souterraines et leur survie dans ce milieu jusqu'à la consommation par une personne. À chacune de ces étapes, la charge microbienne évolue en fonction de nombreux facteurs évalués dans les paragraphes suivants.

La contamination des troupeaux d'animaux de rente par les microorganismes entéropathogènes se fait, entre autres, par leurs aliments (Rice et coll.,1999), par l'eau d'abreuvement (Humphrey et coll.,1987 ; Shere et coll., 1998) ou par la présence d'animaux infectés dans le troupeau. Une fois dans un troupeau, ces microorganismes infectent les animaux soit directement par l'eau et les aliments, soit indirectement par l'intermédiaire des matières fécales excrétées par les animaux infectés. La longue durée de survie des bactéries entéropathogènes dans l'eau (Rollins et Colwel, 1986 ; Gledel, 1985 ; Wang et Doyle, 1998) fait de ce véhicule un point critique dans la transmission de ces agents entre les animaux. L'excrétion des bactéries entéropathogènes dans les matières fécales des animaux de ferme semble avoir un comportement saisonnier (Jones, 1999 ; Stanley et coll., 1998a,b ; Linton et Hinton, 1988). Elle est, de plus, spécifique aux espèces bactériennes et varie selon des caractéristiques propres à l'animal (Mechie et coll., 1997 ; Martel, 1985). À l'échelle de l'élevage, l'excrétion varie d'un troupeau à l'autre, mais selon des facteurs qui ne sont pas encore bien connus, ni quantifiés pour le moment.

Lors de l'entreposage des fumures, les populations bactériennes, y compris les bactéries entéropathogènes, diminuent avec le temps (Jones, 1980 ; Vuorinen et Saharinen, 1997). Cette décroissance exponentielle varie selon l'espèce bactérienne et selon les caractéristiques physico-chimiques de la fumure. Ces caractéristiques sont elles-mêmes influencées par les conditions d'entreposage, le mode de récupération des déjections dans l'élevage, le régime alimentaire des animaux, incluant l'abreuvement (Conner et Kotrola, 1995; Vuorinen et Saharinen, 1997; Kudva et coll., 1998; Walker, 1998; Himathongkham et Riemann, 1999; Kumar et coll., 1999; Lin et coll., 1996). Il faut cependant noter que la variation de la survie des bactéries dans les fumures selon ces différents facteurs a surtout été évaluée pour des masses fixes de fumures alors que, en production animale, la masse de fumures entreposée augmente continuellement jusqu'à la période d'épandage (Abu-Ashour et coll., 1994).

Suite à l'épandage des fumures sur les terres cultivées, les populations de microorganismes diminuent avec le temps. Cette décroissance exponentielle varie selon les espèces bactériennes, mais aussi selon les caractéristiques physico-chimiques du sol, selon les pratiques d'épandage des fumures et selon les conditions météorologiques (Stanley et coll., 1998; Turpin et coll., 1993; Bogosian et coll., 1996, Joy et coll., 1998). Ceci a été montré pour une masse fixe de fumures alors que les terres peuvent recevoir des fumures à plusieurs moments dans l'année. Le mécanisme du déplacement horizontal des microorganismes issus de déjections animales est essentiellement lié au ruissellement de l'eau à la surface du sol (Abu-Ashour et coll., 1994). Compte tenu de la diversité des mécanismes possibles, la diffusion des microorganismes dans le sol dépend de nombreuses caractéristiques relatives au sol, aux mouvements de l'eau, aux microorganismes eux-mêmes et à leur environnement tout proche (Crane et coll., 1983; Gerba et Bitton, 1984). Evans et Owens ont montré des accroissements entre 30 et 900 fois des concentrations en bactéries fécales provenant des eaux de drainage souterrain dans un loam sableux argileux, deux heures après une application de fumier liquide (dans Foran et Dean, 1991). Levallois et coll.(1987) rapportent plusieurs puits contaminés par des microorganismes à proximité des porcheries. L'épandage abusif de lisiers ou des entreposages inadéquats peuvent contaminer la nappe d'eau souterraine et celle-ci peut durer quelques mois (Rothmaier et coll., 1997; Barnet, 1991).

Le Québec possède en général des nappes aquifères dont les vulnérabilités à la pollution sont relativement élevées dans plusieurs régions (Asselin et Gill, 1992).

4. Entreprise agricole versus bassin versant

Un problème souvent invoqué dans les conflits entre les défenseurs de l'environnement et les défenseurs de la production porcine est relié au fait qu'en agriculture la gestion se fait par entreprise agricole alors qu'en environnement la gestion se fait par territoire et par bassin versant. Ce problème est réel lorsque l'on mesure la pollution diffuse d'origine animale en utilisant les unités animales car la seule caractéristique de l'entreprise considérée est le nombre d'animaux de chaque espèce. Ainsi, la gestion de l'entreprise est ignorée et le producteur agricole ne peut en aucun cas modifier l'impact de son entreprise autrement qu'en diminuant le nombre de tête. De là, l'affirmation que la gestion par bassin versant, sous-entendu basée sur les unités animales, est en conflit avec la gestion par entreprise agricole. Par ailleurs, il existe d'autres mesures d'impact de la production agricole et porcine qui ne présentent pas cette limitation et qui sont présentées dans ce rapport. Il s'agit donc d'un faux problème qui disparaît lorsque l'on utilise des mesures plus appropriées comme les indicateurs synthétiques environnementaux et les modèles d'entreprise associés à un système d'information géographique (SIG). Ces méthodes permettent de tenir compte des caractéristiques des entreprises de production porcine ou autre donc de la gestion par

entreprise et en même temps, par agrégation à l'aide d'un SIG, du territoire ou du bassin versant donc de la gestion environnementale. Il ne faudrait pas en arriver à prendre des décisions pouvant avoir des implications sociales très importantes sans utiliser les outils de gestion les plus appropriés. Ceci n'est pas le cas actuellement.

Notre groupe de recherche effectue des travaux dans le sens du développement de ces nouveaux outils de gestion. Nous étudions la faisabilité d'utiliser un indice de pression hygiénique animal avec le support du SIG du Ministère de l'Agriculture des Pêches et de l'alimentation du Québec, nommé GIRMA, pour mesurer les risques associés à la santé publique liés aux maladies entériques transmises de l'animal à l'homme par l'eau. Les résultats des travaux décrivant cet indice sont présentés en Annexe A.

5. Indicateurs de pollution diffuse agricole d'origine animale

Dans cette section, trois stratégies de mesure indicatrice de pollution diffuse d'origine animale sont présentées. La première est la mesure fréquemment et traditionnellement utilisée, soit les unités animales. Les deux autres mesures sont des alternatives à l'unité animale qui tiennent compte des caractéristiques des entreprises de manière générale avec les indicateurs synthétiques ou de manière détaillée avec les modèles d'entreprise. Ces alternatives permettent, en agrégeant les entreprises situées sur un territoire ou dans un bassin versant à l'aide d'un SIG, d'y mesurer la pollution diffuse d'origine agricole tout en gardant le lien avec la gestion des entreprises. Le maintien de ce lien permet d'évaluer de façon prospective quel serait l'impact d'une modification de la gestion des entreprises agricoles sur la pollution diffuse d'un territoire administratif ou d'un bassin versant. Ceci implique que ces méthodes alternatives peuvent tenir compte des efforts des producteurs agricoles et orienter ces efforts pour produire un impact maximal sur un territoire donné.

5.1. Unités animales

Les unités animales sont une mesure de la production animale qui est reliée à l'excrétion d'azote dans les fèces des animaux. Une table de référence tenant compte de l'espèce et de la taille de l'animal permet d'agréger le nombre de têtes des différentes espèces animales présentes dans une entreprise agricole ou sur un territoire donné. Cette table fournit une équivalence entre les différentes espèces en une unité standard appelée unité animale.

Ces unités sont donc représentatives d'une standardisation uniquement au niveau de l'excrétion d'azote, ce qui représente une première limitation. Ces unités sont en particulier à peu près inutile pour les risques biologiques. Le dynamisme des

microbes est en effet différent et beaucoup plus complexe que celui des molécules des composés chimiques.

Ces unités tiennent compte des espèces animales présentes dans l'entreprise agricole et de l'inventaire des animaux. Elles ne tiennent aucun compte de toute autre caractéristique des entreprises agricoles, bien que plusieurs de ces caractéristiques puissent diminuer de façon très importante la pollution produite par cette entreprise. Il en résulte une seconde limitation quant à l'utilisation de ces unités animales. En effet, cette mesure condamne automatiquement tout producteur ayant un cheptel important, en ne tenant pas compte des efforts et du succès obtenu par celui-ci pour limiter la pollution produite par son entreprise. Il s'agit là d'un grand manque d'équité à l'égard des producteurs consciencieux qui travaillent à diminuer l'impact pollueur de leur entreprise. De plus, cela force un conflit inutile entre l'agriculture et la santé environnementale ainsi que la santé publique. L'utilisation de méthodes alternatives qui existent doit être considérée avec grand intérêt pour dénouer le conflit.

5.2. Méthodes alternatives :

Indicateurs synthétiques

Les indicateurs synthétiques ont été proposés il y a plusieurs années, notamment dans le cadre de l'agriculture durable. Par exemple, ils servent en France pour favoriser la gestion de l'utilisation des pesticides et des insecticides en agriculture. Nous présentons en Annexe A un de nos rapports de recherche qui explique ce que sont ces indicateurs synthétiques de gestion environnementale et qui donne un exemple d'indicateurs développés par notre groupe de recherche. Il s'agit des indicateurs de pression hygiénique animale qui visent à établir un rangement des risques potentiels pour la santé publique de bactéries qui sont des pathogènes pour l'homme et sont présentes chez les animaux de production.

Plus précisément, ces indicateurs estiment l'exposition potentielle des populations humaines à des bactéries entéropathogènes par l'eau contaminée par les activités agricoles ordinaires : épandages des lisiers et fumiers et pâturage des animaux. Ces indicateurs distinguent les eaux de surface des eaux profondes, ils sont spécifiques à chacune des bactéries entéropathogènes (*Salmonella*, *Campylobacter*, *Escherichia coli*), ils se calculent pour chaque entreprise agricole, mais ils sont sommés par région au choix de l'utilisateur (par bassin versant par exemple). Ils n'ont pas de signification absolue, mais ils permettent de comparer les régions en terme de risque de contamination des eaux par des bactéries pathogènes.

Du fait de leur construction, ces indicateurs tiennent compte de manière générale et grossière des caractéristiques de l'entreprise agricole, mais ils sont beaucoup

globaux dans leur approche du problème et plus respectueux du degré de complication lié au problème de pollution diffuse d'origine animale.

Modèles mathématiques d'entreprises

Les modèles mathématiques d'entreprise sont des outils qui tiennent compte de manière détaillée des caractéristiques des entreprises de production animale. Il s'agit d'un outil qui peut être utilisé dans un objectif de prédiction de l'impact des changements apportés à la gestion d'une entreprise. Ils savent tenir compte de l'aspect dynamique du comportement de pollution diffuse d'une entreprise. Ils demandent un niveau d'information élevé des entreprises agricoles qui existe au Québec grâce aux enquêtes agroenvironnementales auxquelles ont participé activement la Fédération des Producteur de Porcs du Québec et d'autres fédérations de producteurs. Il faut encourager ces efforts et favoriser l'utilisation la plus appropriée des données obtenues par ces enquêtes. Les modèles mathématiques d'entreprise peuvent utiliser à leur plein potentiel ces données en leur ajoutant un aspect dynamique et prospectif qui les rendent très appropriés comme outils de gestion. Nous présentons à l'Annexe B la description d'un tel modèle développé par notre groupe de recherche. Ce modèle d'une entreprise porcine générique permet de prédire à tout moment les quantités d'azote accumulées dans les fosses à lisier de cette entreprise et celles émise dans l'atmosphère. Nous souhaitons valider ce modèle et proposer son utilisation à grande échelle comme outil de gestion et de prédiction de la pollution agroenvironnementale diffuse par l'azote.

6. Problématique d'occupation du territoire

Récemment, des outils de modélisation des eaux de ruissellement et de surface sur le territoire québécois, la Gestion Intégrée des Bassins versants à l'aide d'un Système Informatisé (GIBSI) ont été développés (Mailhot et coll., 1997, Villeneuve et coll., 1998b, Rousseau et coll., 2000a; Rousseau et coll., 2000b; Rousseau et coll., 2000c). Cette modélisation permet d'évaluer à l'échelle du bassin versant l'impact d'une décision d'aménagement du territoire agricole et sa répercussion tout au long d'un cours d'eau en tenant compte des principaux processus en jeu (Villeneuve et coll., 1998a). Cela représente un avancement considérable dans ce domaine et l'application de cette modélisation pour la diffusion d'agents pathogènes entériques est envisagée par notre groupe de recherche en collaboration avec ceux qui ont développé GIBSI.

Mais les experts scientifiques ne sont pas les seules parties prenantes en gestion du territoire à vocation agricole (Deslauriers et coll., 1991). Dans un territoire agricole, il faut ajouter l'utilisation du territoire et le socio-économique (Ploeg et Vlijm, 1978, Bryant et coll., 1991). La problématique d'occupation du territoire est complexe (Carver, 1991, Martel et Aouni, 1992) car elle implique plusieurs intervenants locaux et

régionaux qui ont des points de vue conflictuels. En science de la gestion, un problème est considéré comme complexe quand il met en jeu plusieurs acteurs qui ont des points de vue différents, qui doivent s'approprier la solution du problème et qui n'identifient pas facilement une ou des solutions (Landry, 1988 et 1995). Le développement de la production porcine au Québec correspond tout à fait cette définition des problèmes complexes.

Pour résoudre un problème complexe à la satisfaction de toutes les parties prenantes, deux approches méthodologiques peuvent être utiles : l'approche des cartes cognitives et l'approche d'aide multicritères à la décision. La première approche a été suggérée pour clarifier la formulation d'une problématique touchant plusieurs parties prenantes (Eden et Banville, 1994). L'approche d'aide multicritères à la décision peut aider le décideur à considérer plusieurs critères conflictuels lors de la prise de décision (Roy, 1985). Ces approches ont fait leurs preuves avec succès au Québec, en foresterie par exemple, et elles sont souvent utilisées en Europe, notamment par les pouvoirs publics.

Notre groupe de recherche a soumis un projet de recherche proposant l'utilisation de la démarche basée sur les problèmes complexes pour aborder cette problématique de la gestion de l'occupation et du partage du territoire collectif québécois. Cette proposition est présentée en Annexe C.

7. Conclusions

Il existe des stratégies d'évaluation des impacts de la production porcine sur la santé de l'environnement et sur la santé publique qui ne reçoivent pas toute l'attention qu'elles devraient. Ces stratégies comprennent les indices synthétiques agroenvironnementaux et les modèles mathématiques d'entreprise de production porcine. Ces deux stratégies arrimées à des systèmes d'information géographique peuvent fournir des outils de gestion de l'industrie porcine dans le respect de l'environnement et la santé publique.

Il existe une démarche qui pourrait être adaptée et utilisée pour aborder la problématique complexe de l'occupation d'un territoire administratif ou d'une région géographique. Cette démarche de nature sociale et administrative pourrait servir de base à une réglementation sur l'occupation du territoire dans le respect des citoyens, de l'environnement et de la santé publique.

L'application de ces stratégies et de cette démarche favoriserait le développement agricole durable et démocratique au Québec.

8. Références

Abu-Ashour, J., Joy, D. M., Lee, H., Whiteley, H.R. and Zelin, S.(1994), Transport of microorganisms through soil. Water, air and soil pollution, 75, p 141-158.

Asselin, R., Gill J., 1992. Épandage en post-levée vs compaction du sol. rapport interne. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, Direction régionale des Bois-Francs, Nicolet.

Anonyme (1999). Revue de la littérature scientifique traitant des impacts de la production porcine sur la santé publique. Rapport du groupe de travail Santé. Le Plan agroenvironnemental de la production porcine. Québec, 48 pp.

Barnett, G.M., 1991. Deleterious effects of animal manure. Dans: Proceeding of the National Workshop on Land Application of Animal Manure. Ottawa, Ontario, june.

Bogosian, G., Sammons, L.E., Morris, P.J.L., O'neil, J.P., Heitkamp, M.A. and Weber, D.B. (1996) Death of the Escherichia coli K-12 strain W3110 in soil and water, Applied and Environmental Microbiology, 61 (11): 4114-4120.

Bryant CR, Marois C, Laurendeau S, Deslauriers P, 1991. Behavioural considerations in the interpretation of farm adaptation and change in the Toronto and Montreal fringes. Proceedings Canadian association of geographers, Queen's university, Kingston.

Carver SJ, 1991. Integrating multi-criteria evaluations with geographical information systems. Int J geographical information systems, 5:321-339.

Conner, D.E. and Kotrola, J.S. (1995) Growth and survival of Escherichia coli O157:H7 under acidic conditions, Applied and Environmental Microbiology, 61 (1): 382-385.

Crane, S.R., Moore, J.A., Grismer, M.E. and Miner, J.R. (1983) Bacterial pollution from agricultural sources: a review, Transactions of the ASAE, 26 (3): 858-872.

Deslauriers P, Marois C, Bryant CR, 1991. Les processus agissant sur l'agriculture péri-urbaine montréalaise depuis 1980. In "Rural and urban fringe studies in Canada", Ed. Kenneth B Busly, York university.

Eden C, Banville C, 1994. Construction d'une vision stratégique au moyen de la carte cognitive assistée par ordinateur. Cartes cognitives et organisations, P.U.L. Québec et Paris, Editions Eska, p: 81-110.

Faust, M.A. (1982) Relationship between land-use practice and fecal bacteria in soils, J. Environ Quality, 11(1), p 141-146.

Foran, M.E., Dean, D. 1991. The land application of liquid swine manure and its effect on tile drain water quality. Ausable Boyfield Conservation Authority. Ontario.

Gerba, C.P. and Bitton, G. (1984) Groundwater pollution microbiology. John Wiley & Sons, USA.

Gledel, J. (1985) Rôle des réservoirs et de l'environnement dans la Salmonellose bovine, Épidémiologie et Santé Animale, 7, 39-70.

Himathongkham, S. and Riemann, H. (1999) Destruction of *Salmonella* typhimurium, Escherichia coli O157:H7 and Listeria monocytogenes in chicken manure by drying and/or gassing with ammonia, FEMS Microbiology Letters, 171, 179-182.

Humphrey, T.J. and Beckett, P. (1987) Campylobacter jejuni in dairy cows and raw milk, Epidem. Inf., 98, 263-269.

Jones, D.L. (1999) Potential health risks associated with the persistence of Escherichia coli O157 in agricultural environments, Soil Use and Management, 15, 76-83.

Jones, P.W. (1980) Animal health today - problems of large livestock units (disease hazards associated with slurry disposal), Br. Vet. J., 136 (6): 529-542.

Joy, D.M., Lee, H., Reaume, C.M., Whiteley, H.R. and Zelin, S. (1998) Microbial contamination of subsurface tile drainage water from field applications of liquid manure, Canadian Agricultural Engineering, 40 (3): 153-160.

Kudva, I.T. , Blanch, K. and Hovde, C.J. (1998) Analysis of Escherichia coli O157:H7 survival in ovine or bovine manure and manure slurry. Applied and environmental microbiology,64 (9), 3166-3174.

Kumar, R. Gupta, M.K. and Kanwar, S.S. (1999) Fate of baterial pathogens in cattle dung slurry subjected to anaerobic digestion, World Journal of Microbiology and Biotechnology, 15, 335-338.

Landry M, 1988. Les problèmes organisationnels complexes et le défi de leur formulation. C J A S, 5:34-48.

Landry M, 1995. A note on the concept of problem. Organization Studies, 16/2:315-343.

Levallois, P., Lavoie M., Théberge S., 1987. Étude de l'impact du lisier de porc sur la qualité de l'eau dans le bassin de la rivière Beaurivage en regard de la santé humaine. Département de santé communautaire du Centre hospitalier de l'Université Laval, Sainte-Foy

Lin, H.S., Scott, H.D. and Steele, K.F. (1996) Development of a ground water vulnerability map for pesticide contamination for the Arkansas delta using GIS. Proceedings of the AWRA Annual Symposium, GIS and water resources. 211-220.

Linton, A.H. and Hinton, M.H. (1988) Enterobacteriaceae associated with animals in health and disease, Journal of Applied Bacteriology Symposium Supplement, 71S-85S.

Mailhot, A., Rousseau, A. N., S. Massicotte, J. Dupont et J.-P. Villeneuve. (1997). A Watershed-Based System for the Integrated Management of Surface Water Quality: The GIBSI System. *Water Science Technology*, 36(5): 381-387.

Martel, J.L. (1985) L'infection salmonellique des bovins. Épidémiologie et Santé Animale, 7, 70-80.

Martel JM, Aouni B, 1992. Méthode multicritère de choix d'un emplacement: le cas d'un aéroport dans le Nouveau Québec. INFOR, 30:97-117.

Mechie, S.C., Chapman, P.A. and Siddons, C.A. (1997) A fifteen month study of Escherichia coli O157:H7 in a dairy herd, Epidemiology and Infection, 118, 17-25.

Michel, P., Wilson, J.B., Martin, S.W., Clarke, R.C., McEwen, S.A. and Gyles, C.L. (1999) Temporal and geographical distributions of reported cases of Escherichia coli O157:H7 infection in Ontario, Epidemiol. Infect., 122, 193-200.

Patni, N.K. (1991) Overview of land application of animal manure in Canada, Proceedings of the National Workshop on land application of animal manure, Ottawa, Ontario, Canada, p. 7-17.

Ploeg SWF, Vlijm L, 1978. Ecological evaluation, nature conservation and land use planning with particular reference to methods used in the Netherlands. Biological conservation, 14:197-221.

Rice, D.H., McMenamin, K.M., Pritchett, L.C., Hancock, D.D. and Besser, T.E. (1999) Genetic subtyping of *Escherichia coli* O157 isolates from 41 Pacific Northwest USA cattle farms, Epidemiol. Infect, 122, 479-484.

Rollins, D.M. and Colwell, R.R. (1986) Viable but nonculturable stage of Campylobacter jejuni and its role in survival in the natural aquatic environment, Applied and Environmental Microbiology, 52 (3): 531-538.

Rousseau, A. N., A. Mailhot, R. Turcotte, M. Duchemin, C. Blanchette, M. Roux, J. Dupont et J.-P. Villeneuve. (2000a). GIBSI: an integrated modeling system prototype for river basin management. *Hydrobiologia,* 422/423: 465-475.

Rousseau, A. N., A. Mailhot et J.-P. Villeneuve. (2000b). La gestion de l'eau par bassin versant: Problématique, éléments de solution et exemples d'application du système informatisé GIBSI. *Vecteur Environnement* 33(5): 27-30, 51-54.

Rousseau, A. N., A. Mailhot, R. Turcotte et J.-P. Villeneuve. (2000c). Risk-based TMDL assessment using the integrated modeling system GIBSI. *Watershed Management 2000 Conference*, Water Environment Federation et British Columbia Water and Wastes Association, Vancouver, British Columbia, Canada, July 9-12, 2000.

Rothmaier, R., Weidenmann, A. and Botzenhart, K. (1997) Transport of *Escherichia coli* through soil to groundwater traced by randomly simplified polymorphic DNA (RAPD), Water Science Tech., 35 (11-12) : 351-357.

Roy B, 1985. Méthodologie multicritère d'aide à la décision. Éditions Economica, Paris, pp: 421.

Rudolph, D.L., Barry, D.A.J. and Goss, M.J. (1998) Contamination in Ontario farmstead domestic wells and its association with agriculture: 2. Results from multilevel monitoring well installations, Journal of Contamination Hydrology, 32, 295-311.

Shere, J.A., Bartlett, K.J. and Kaspar, C.W. (1998) Longitudinal study of Escherichia coli O157:H7 dissemination on four dairy farms in Wisconsin, Applied and Environmental Microbiology, 64 (4): 1390-1399.

Stanley, K., Cunningham and Jones, K. (1998a) Isolation of Campylobacter jejuni from groundwater, Journal of Applied Microbiology, 85, 187-191.

Stanley, K.N., Wallace, J.S. and Jones, K. (1998b) Note: Thermophilic campylobacters in dairy slurries on Lancashire farms: seasonal effects of storage and land application, Journal of Applied Microbiology, 85, 405-409.

Stanley, K.N., Wallace, J.S., Currie, J.E., Diggle, P.J. and Jones, K. (1998) The seasonal variation of thermophilic campylobacters in beef cattle, dairy cattle and calves. Journal of Applied Microbiology, 85, 472-480.

Turpin, P.E., Maycroft, K.A., Rowlands, C.L. and Wellington, E.M.H. (1993) Viable but non-culturable *Salmonella*s in soil, Journal of Applied Bacteriology, 74, 421-427.

Villeneuve, J.-P., P. Hubert, A. Mailhot et A. N. Rousseau. (1998a). La modélisation hydrologique et la gestion de l'eau. . *Revue des sciences de l'eau*, 11(n^{o} spécial): 19-39.

Villeneuve, J.-P., C. Blanchette, M. Duchemin, J.-F. Gagnon, A. Mailhot, A. N. Rousseau, M. Roux, J.-F. Tremblay et R. Turcotte. (1998b). *Rapport Final du Projet GIBSI, Mars 1998,* Rapport No. R-462, INRS-Eau, Sainte-Foy, QC.

Vuorinen, A.H. and Saharinen, M.H. (1997) Evolution of microbiological and chemical parameters during manure and straw co-composting in a drum composting system, Agriculture Ecosystems and Environment, 66, 19-29.

Walker, S.E. (1998) A model for predicting bacteria concentrations in runoff from agricultural lands, master of science thesis, Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, Virginia, USA.

Wang, G. and Doyle, M.P. (1998) Survival of enterohemorrhagic Escherichia coli O157:H7 in water, Journal of Food Protection, 61 (6): 662-667.

9. Annexe A

Développement d'indices agro-écologiques pour évaluer la pression hygiénique de la production animale dans les régions rurales du Québec

Développement d'indices agro-écologiques pour évaluer la pression hygiénique de la production animale dans les régions rurales du Québec

Rapport présenté à

Pascal MICHEL, DMV, PhD

Santé Canada

Travail effectué par José Roberto Pinho DE ANDRADE LIMA, DMV

et Michel BIGRAS-POULIN, DMV, PhD

Rapport préparé par André RAVEL, DMV, PhD

Université de Montréal

Juillet 2000

Table des matières

1 Introduction 1

2 Analyse de la problématique de la transmission par l'eau des maladies entériques zoonotiques 5

2.1 Vue d'ensemble 5

2.2 Contamination des troupeaux 6

2.3 Excrétion des organismes entéropathogènes 8

2.4 Entreposage des fumures 10

2.5 Épandage des fumures sur les terres 14

2.6 Diffusion des organismes entéropathogènes dans les eaux 19

2.6.1 Mouvement à la surface du sol 19

2.6.2 Diffusion verticale dans le sol 20

2.7 Conclusion sur la problématique de la contamination microbiologique des eaux par les productions animales 26

3 Évaluation des méthodes de quantification de la contamination des eaux par les productions animales 28

3.1 Modélisation 28

3.2 Les charges animales 31

3.3 Indices agroécologiques 33

3.3.1 Généralités sur les indices agroécologiques 33

3.3.2 Méthode PICABUE modifiée 34

3.3.3 Exemple d'indices agroécologiques au Québec 36

3.4 Conclusion sur les moyens de mesure de la contamination microbiologique des eaux par les productions animales 38

4 Indices de pression hygiénique animale 40

4.1 Définition des objectifs 40

4.2 Attributs, variables et hypothèses 42

4.3 Construction des indices 45

4.3.1 Premier attribut 45

4.3.2 Deuxième attribut 46

4.3.3 Troisième attribut 48

4.3.4 Quatrième attribut 49

4.3.5 Cinquième attribut 50
4.4 Indices de pression hygiénique animale 50
4.5 Exemple de calcul d'indices de pression hygiénique animale 51
5 Conclusion et recommandations 58
6 Bibliographie 60
7 Annexes 82

Liste des tableaux

Tableau I: Survie dans l'eau de quelques bactéries entéropathogènes 8

Tableau II: Excrétion de microorganismes entéropathogènes par les animaux domestiques9

Tableau III: Principaux facteurs influençant la survie des populations bactériennes dans les fumures. 12

Tableau IV: Coefficient de décroissance bactérienne selon les bactéries et selon la température des fumures. 13

Tableau V: Définition des différentes textures du sol. 16

Tableau VI: Facteurs influençant la survie des microorganismes suite à l'épandage des fumures biologiques. 17

Tableau VII: Valeurs du coefficient k de décroissance exponentielle des populations bactériennes au niveau du sol. 18

Tableau VIII: Récupération de microorganismes fécaux dans les eaux de ruissellement. . 20

Tableau IX: Récupération de microorganismes dans les eaux souterraines. 22

Tableau X: Facteurs influençant la diffusion des microorganismes dans le sol................. 24

Tableau XI: Équivalence entre les Unités animales (UA) et l'excrétion quotidienne de matières fécales 32

Tableau XII: Étapes de la construction d’indices agroécologiques 36

Tableau XIII: Variables sélectionnées pour la construction des indices de pression hygiénique animale 44

Tableau XIV: Attributs et hypothèses de base pour la construction des indices de pression hygiénique animale. 45

Tableau XV: Valeurs des paramètres agroenvironnementaux utilisées pour les calculs des indices de pression hygiénique animale dans deux comtés au Québec 55

Tableau XVI: Valeurs des indices de pression hygiénique animale calculés pour deux régions agricoles du Québec et charge animale traditionnelle 57

Liste des figures

Figure 1: Schéma épidémiologique des maladies entériques zoonotiques 4

Figure 2: Contamination de l'eau par les microorganismes entéropathogènes issus des productions animales. 6

Figure 3: Courbe générale de survie bactérienne dans les fumures et les milieux extérieurs. 11

Figure 4: Saisonnalité de l'épandage des fumures au Québec. 15

Figure 5: Mouvements de l'eau dans le sol 26

Figure 6: Les étapes de la méthode PICABUE. 34

Figure 7: Indices de pollution agricole potentielle du bassin versant du ruisseau Binet, Québec 37

Figure 8: Attributs composant les indices de pression hygiénique animale 42

Figure 9: Courbe de survie des bactéries entéropathogènes durant l'entreposage alimenté régulièrement par des matières fécales 47

Figure 10: Localisation des deux comtés agricoles du Québec dont les indices de pression hygiénique animale ont été calculés 52

1. Introduction

En ce début de XXIe siècle, les maladies entériques d'origine microbiologique sont toujours d'actualité en Amérique du Nord. D'une part, ces maladies restent fréquentes. En 1999, le Centre de contrôle et de prévention des maladies des États-Unis a rapporté environ 100 000 cas de maladies entériques, tandis que le Laboratoire pour le contrôle de maladies au Canada en a rapporté 20 000. Ces statistiques sous-estiment cependant l'incidence réelle des maladies entériques, car les malades ne consultent pas toujours un médecin et ceux-ci ne recherchent pas toujours l'agent étiologique, ni ne rapportent systématiquement les cas aux autorités médicales. D'après Finch et Riley (1984), il y aurait de 20 à 100 fois plus de cas réels de campylobactériose que de cas rapportés. Parfois, ces maladies forment des épidémies particulièrement dramatiques, par exemple les quelque 400 000 malades et 100 morts à Milwaukee, Wisconsin, en 1993 suite à la consommation d'eau du robinet contaminée par *Cryptosporidium parvum* ou les quelques 800 cas de salmonellose à travers le Canada en 1998 suite à la consommation de produits de fromage contaminés par *Salmonella*. D'autre part, les maladies entériques humaines restent médicalement graves par les décès ou les complications qu'elles peuvent entraîner chez les patients, en plus des coûts au niveau de la société. Par exemple, les cas de campylobacteriose peuvent se compliquer du syndrome de Guillain-Barré, une maladie neurologique sérieuse et irréversible. *Escherichia coli* O157, l'agent de la maladie du hamburger, entraîne souvent une destruction du sang et une atteinte rénale grave nécessitant l'hospitalisation des patients et aboutissant parfois au décès. Cette gravité liée à certains microorganismes est d'autant plus préoccupante que les maladies entériques d'origine infectieuse sont de plus en plus causées par ces mêmes organismes. En effet, depuis 1a fin des années 1980, l'incidence des cas de salmonellose régresse tandis que l'incidence des cas de Campylobacter a augmenté considérablement, au point que d'être devenu la première cause des intoxications alimentaires en Amérique du Nord (Santé Canada, 1999). De plus, les années 90 ont vu l'émergence des souches d'*Escherichia coli* O157:H7 très pathogènes.

De nombreuses maladies entériques d'origine microbiologique sont des zoonoses, c'est-à-dire des maladies transmissibles entre l'homme et les animaux: salmonellose,

campylobactériose, infection par *Escherichia coli* O157, infestation par *Cryptosporidium parvum*, par *Giardia*. Les animaux domestiques sont en fait un réservoir pour ces organismes entéropathogènes qui sont les hôtes habituels des intestins. L'épidémiologie de ces maladies est par conséquent complexe, mais elle fait apparaître le rôle central des animaux de rente (Figure 1). Tout récemment, Michel et coll. (1999) ont trouvé des associations spatiales significatives entre la densité du bétail et l'incidence des cas humains d'infection à *Escherichia coli* O:157. Pour les salmonelloses humaines, les principaux modes de transmission sont les aliments et l'eau contaminés (Tauxe, 1997; Todd, 1988), tandis que la transmission par contact direct entre l'homme et les animaux de la ferme est possible, mais bien moins fréquente. La transmission par les aliments est connue depuis longtemps et l'augmentation constante des normes d'hygiène et de salubrité au niveau de l'abattage, de la traite, de la collecte des oeufs et de la transformation alimentaire a pour but de réduire la contamination des aliments par ces microorganismes. La récente adoption des principes de l'analyse des risques et maîtrise des points critiques (HACCP) et le contrôle des *salmonelles* et de *Escherichia coli* en abattage et transformation des viandes et de la volaille aux États-Unis a diminué la prévalence des viandes contaminées par ces bactéries.

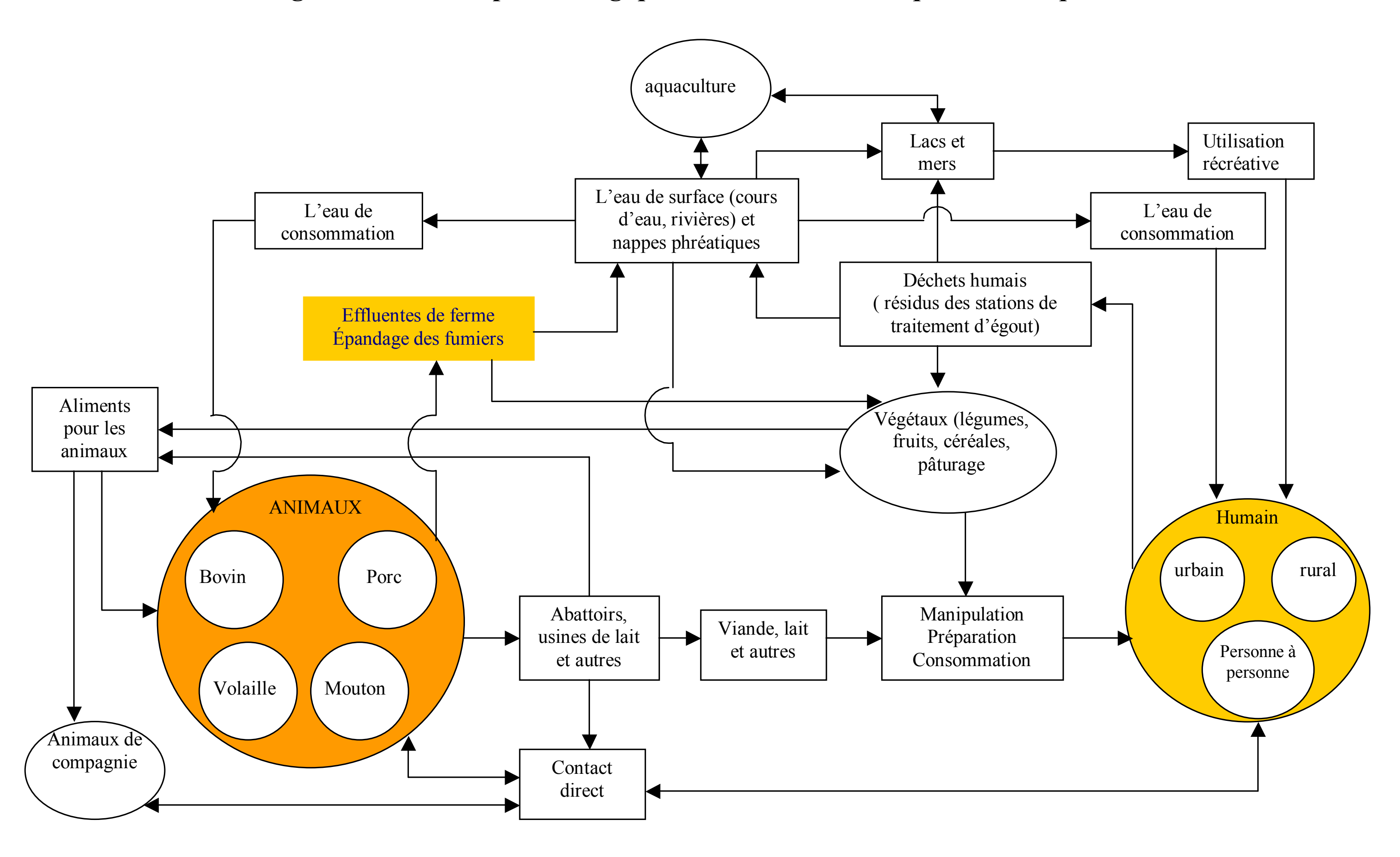
Au contraire de la transmission par les aliments, la transmission par l'eau des organismes entéropathogènes depuis les animaux domestiques à l'homme est plus complexe et moins bien connue. Quelques études ont mis en évidence l'association entre le pâturage et l'épandage des fumiers des animaux sur les terres d'une part, et la contamination microbiologique des eaux de surface et de profondeur d'autre part (Faust, 1982; Patni, 1991; Rudolph, 1998). Si cette pollution des eaux par les productions animales est acceptée, ses mécanismes détaillés sont mal connus. Il est cependant sûr que plusieurs facteurs interviennent parmi les disciplines suivantes: microbiologie, agronomie, pédologie, hydrogéologie, climatologie. De plus, cette pollution est géographiquement diffuse, ce qui nécessite de l'aborder à grande échelle, comme au niveau des bassins versants. Face à l'ampleur et à la complexité de cette pollution microbiologique des eaux par les productions animales, il n'existe actuellement pas d'outil pour quantifier cette pollution. Un tel outil est cependant nécessaire pour prouver la réalité de la transmission des maladies entériques aux hommes par de l'eau contaminée par les productions animales. Cet outil sera aussi

nécessaire pour quantifier l'importance de cette transmission et pour la gérer considérant son impact sur la santé publique.

L'objectif du travail présenté dans ce rapport était de présenter un indicateur de la contamination des eaux par les microorganismes entéropathogènes zoonotiques issus des productions animales. Ce moyen devait être valide, précis et utilisable pour permettre de quantifier l'association entre cette contamination des eaux et les cas de maladies entériques à caractère zoonotique chez l'Homme.

Dans un premier temps, nous avons fait le point des connaissances relatives à la transmission par l'eau des maladies entériques zoonotiques, en détaillant les facteurs favorisant la contamination des eaux de surface et des eaux souterraines par les bactéries entéropathogènes d'orignie animale. Nous avons ensuite passé en revue les différents moyens pour mesurer la contamination microbiologique des eaux. Enfin, en l'absence d'un moyen satisfaisant, nous avons développé plusieurs indices de pression hygiénique animale comme nouvel outil de mesure de la contamination des eaux de surface et des eaux souterraines par des bactéries entéropathogènes issues des productions animales suite à l'épandage de fumures sur les terres agricoles.

Figure 1: Schéma épidémiologique des maladies entériques zoonotiques



2. Analyse de la problématique de la transmission par l'eau des maladies entériques zoonotiques

2.1. Vue d'ensemble

Le schéma général de la contamination de l'eau par les organismes entéropathogènes issus des productions animales est relativement simple (Figure 2). Les animaux se contaminent par leurs aliments, l'eau d'abreuvement, leur environnement ou par contact direct. Une fois infecté, l'animal excrète l'organisme dans ses matières fécales. Dans le cas d'élevage confiné, les matières fécales du troupeau sont régulièrement récupérées pour servir d'engrais organique pour les terres cultivées. Ces fumures biologiques, ou engrais de ferme, sont entreposées jusqu'au moment de leur épandage sur les terres qu'elles contaminent par les organismes entéropathogènes qu'elles contiennent alors. Dans le cas des animaux aux pâturages, il n'y a pas de délai entre l'excrétion par les animaux des organismes entéropathogènes et la contamination de la terre par ces derniers. Ensuite, les organismes entéropathogènes diffusent dans le sol jusqu'à rejoindre une nappe d'eau souterraine ou encore ils sont entraînés à la surface du sol par les eaux de ruissellement jusqu'à un cours d'eau.

Les étapes de la contamination de l'eau par les microorganismes entéropathogènes sont donc la contamination des troupeaux, l'excrétion par les animaux de la ferme, la survie durant l'entreposage, la contamination et la survie au niveau des surfaces agricoles et, enfin, le déplacement horizontal jusqu'aux eaux de surface ou la diffusion verticale dans le sol jusqu'aux eaux souterraines. À chacune de ces étapes, la charge microbienne évolue en fonction de nombreux facteurs évalués dans les paragraphes suivants.

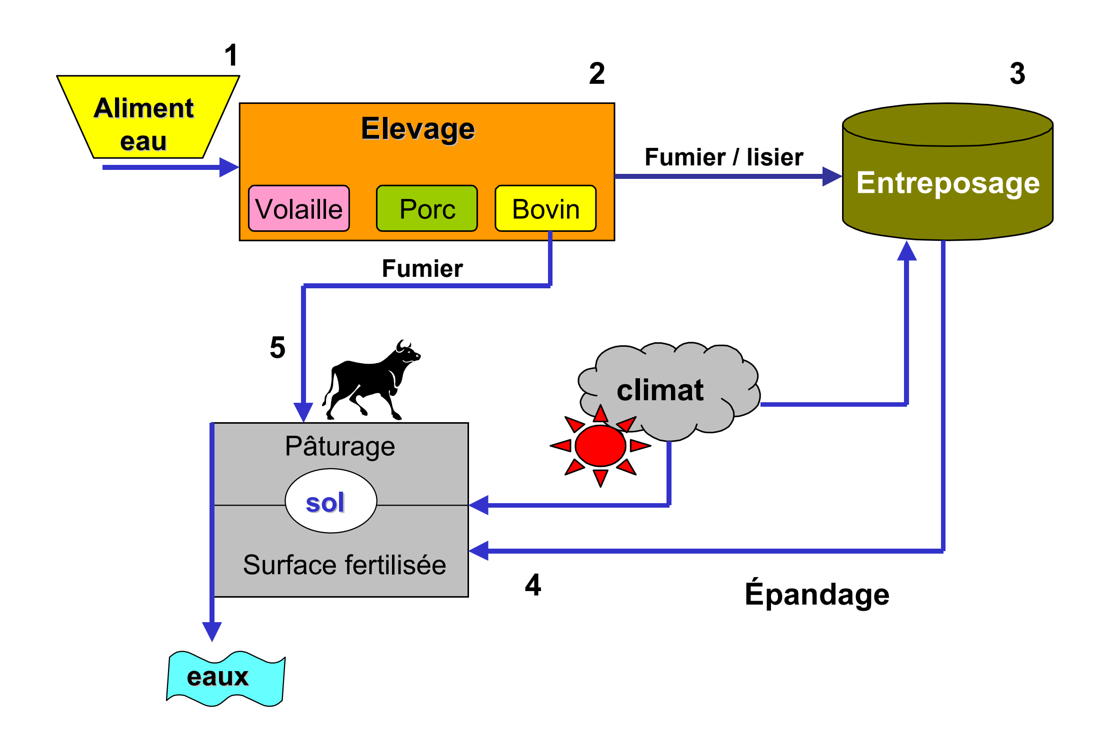


Figure 2: Contamination de l'eau par les microorganismes entéropathogènes issus des productions animales.

2.2. *Contamination des troupeaux*

Les aliments et l'eau consommés par les animaux sont les principaux véhicules de contamination des troupeaux.

Rice et coll. (1999) rapportent que 9,8 % des aliments consommés par les bovins aux États-Unis étaient contaminés par *Salmonella spp.* et que 30,1 % l'étaient par *Escherichia coli*. Selon ces auteurs, cette voie de transmission pourrait expliquer en partie les résultats sur la distribution géographique de *E. coli* O157. En effet, les chercheurs ont remarqué certains groupes de fermes ayant les mêmes sous-types de cette bactérie entéropathogène, ces groupes pouvant être très éloignés, jusqu'à 600 km. Au Canada, Poppe et coll. (1991) ont rapporté que 13,4 % des échantillons des aliments consommés dans les troupeaux aviaires commerciaux étaient contaminés par *Salmonella spp*.

L'eau d'abreuvement des animaux de la ferme est aussi une source fréquente de contamination des troupeaux. Au Canada, Poppe et coll. (1991) ont rapporté que 12,3 % des prélèvements de l'eau consommée dans des troupeaux de volaille étaient contaminés par des salmonelles. En Hollande, Oosterom (1987) a rapporté des contaminations par *Salmonella spp*. dans 93,8 % des eaux de surface prélevées lors d'un grand projet de suivi national. Pearson et coll. (1993) ont étudié la colonisation d'un troupeau aviaire par *Campylobacter jejuni* à travers de l'eau. L'étude a montré que 55,5 % des prélèvements d'eau de la rivière utilisée comme source d'abreuvement étaient contaminés par cette bactérie. En Angleterre, Humphrey (1987) a aussi associé la contamination des ruisseaux par *Campylobacter jejuni* à des prévalences d'infection de 10 à 72 % chez les bovins laitiers qui avaient accès aux eaux de surface durant toute la période de pâturage. Shere et coll. (1998) ont trouvé des sérotypes similaires de *Escherichia coli* O157 dans l'eau d'abreuvement et dans les déjections animales dans des fermes au Wisconsin, États-Unis.

La longue durée de survie des bactéries entéropathogènes dans l'eau (Tableau I) fait de ce véhicule un point critique pour contrôler la contamination dans les étapes postérieures du système agricole et ainsi les risques de manutention dans l'environnement ainsi que la transmission à l'homme.

Les troupeaux d'animaux de rente se contaminent par les microorganismes entéropathogènes surtout par leurs aliments ou par l'eau d'abreuvement. Une fois dans un troupeau, ces microorganismes infectent les animaux soit directement par l'eau et les aliments, soit indirectement par l'intermédiaire des matières fécales excrétées par les animaux infectés, ces matières contaminant l'environnement des animaux. De cette façon, la contamination des troupeaux par des microorganismes responsables de maladies entériques zoonotiques devient chronique et continue.

Tableau I: Survie dans l'eau de quelques bactéries entéropathogènes

Pathogène	Température (°C)	Survie dans l'eau	Observation	Références
Campylobacter spp.	4	> 4 mois		Rollins et Colwel, 1986
	25	28 jours		Rollins et Colwel, 1986
	37	10 jours		Rollins et Colwel, 1986
Salmonella spp.	8	20 à 120 jours	eau de rivière	Gledel, 1985
	-	12 jours	eau de profondeur	Dowd et Pillai, 1997
Escherichia coli vérotoxigénique	8	> 3 mois		Wang et Doyle, 1998
	15 et 25	21 à plus de 90 jours	selon type d'eau (réservoir, lac, eau municipale, etc)	Wang et Doyle, 1998
Autres *Escherichia coli*	4	6 à 11,5 jours	eau de rivière non stérile	Flint, 1987 et Bogosian et coll., 1996
	4	33 à 120 jours	eau de rivière filtrée (possible réduction de protozoaires)	Flint, 1987
	15	4,2 à 8,0 jours	eau de rivière	Flint, 1987

2.3. Excrétion des organismes entéropathogènes

Au niveau de l'animal, l'excrétion des microorganismes entéropathogènes dépend de l'espèce bactérienne et de l'espèce animale (Tableau II).

Cette excrétion peut aussi varier selon les caractéristiques propres à l'animal comme l'âge, le stade physiologique. Mechie et coll. (1997) ont observé dans une ferme laitière davantage d'animaux excrétant *E. coli* O157 :H7 chez les jeunes (génisses 14 % ou veaux sevrés) que chez les plus vieux (vaches 0,9 %). Au cours de leur suivi longitudinal, ces auteurs ont aussi remarqué davantage d'excréteurs un mois et sept mois après le vêlage, cette augmentation étant probablement associée aux changements et au stress causés par la parturition et la fin de la lactation. Martel (1985) rapporte aussi une augmentation pendant la période peripartum de 60 à 90 % de la prévalence des vaches excrétant *Salmonella spp.* dans les troupeaux laitiers. Il semble exister une variation saisonnière dans l'excrétion de ces microorganismes entéropathogènes. Ainsi, Jones (1999) a mis en évidence à partir de données de la littérature le comportement saisonnier de l'excrétion d'*Escherichia coli* O157:H7 avec deux pics d'excrétion, l'un au printemps et l'autre tard dans l'été. Ce

phénomène a aussi été observé pour l'excrétion des Campylobacters (Stanley et coll., 1998a,b) et des Salmonelles (Linton et Hinton, 1988).

Tableau II: Excrétion de microorganismes entéropathogènes par les animaux domestiques

Microorganisme	Espèce animale	Taux d'excrétion	Référence
Campylobacter spp	Bovin Boucherie	6.1 x 10^2 ufc/g fèces	Stanley et coll., 1998
	Bovin	3.3 x 10^4 ufc/g fèces	Stanley et coll., 1998
	Porc engraissement	1.6 x 10^3 à 10^4 ufc/g fèces	Weijtens et coll., 1996
	Volaille	10^7 ufc/g fèces	Oosterom, 1987
	Volaille	2.9 x 10^{11} ufc/g fèces	Wallace et coll., 1996
Salmonella spp.	Bovin Laitier	10^5 à 10^6 ufc/g fèces	Sojka, 1974 selon Martel, 1985
	Bovin Boucherie	10^5 ufc /g fèces	Clinton et coll., 1979
	Volaille	> 3 x 10^4 ufc/g fèces	Sims, et Wolf, 1994
	Porc	10^6 ufc/ml lisier	Munch et coll., 1987
E. coli O157 :H7	Bovin Boucherie	10^2 à 10^5 ufc/g fèces	Zhao et coll., 1995 selon Cassin et coll., 1998

Au niveau des élevages, la prévalence des troupeaux ayant des animaux excréteurs varient selon les microorganismes et les animaux, mais aussi selon les régions ou pays (Voir Annexe 1). Notons toutefois que les différences entre les protocoles d'échantillonnage et celles entre les méthodes d'analyse de laboratoire utilisées expliquent certainement une bonne part de la variation apparente observée entre les régions (Armstrong et coll., 1996, Meng et Doyle, 1997). De nombreux travaux comme ceux de Maldonado-Camargo (1998), Mohammed (1999), Weijtens (1993), Wilson (1993), Berndtson (1996a, 1996b) et Wray (1987) ont été menés pour connaître les éléments associés à une plus grande prévalence de *Salmonella spp.*, *Campylobacter spp.*, *E. coli* O157 :H7 ou *Cryptosporidiun spp.* dans les élevages. De nombreux facteurs ont ainsi été mis en évidence relativement, entre autres, à la conduite générale de l'élevage, à

l'alimentation des animaux, au logement, à l'hygiène et la biosécurité, aux traitements préventifs. Néanmoins, à la lumière des connaissances actuelles, il ne se dégage pas de facteur plus particulièrement important par rapport au nombre d'animaux ecréteurs dans un troupeau.

L'excrétion des bactéries entéropathogènes dans les matières fécales des animaux de ferme semble avoir un comportement saisonnier. Elle est de plus spécifique des espèces bactériennes et des espèces d'animaux, mais elle varie selon des caractéristiques propres à l'animal.

À l'échelle de l'élevage, l'excrétion varie d'un troupeau à l'autre, mais selon des facteurs qui ne sont pas encore bien connus, ni quantifiés pour le moment.

2.4. Entreposage des fumures

Dans les élevages actuels, les fumures solides (fumiers) ou liquides (lisiers) sont enlevées régulièrement des bâtiments pour être entreposées avant leur épandage sur les terres agricoles. Cette pratique permet de synchroniser les volumes de fumures à épandre aux possibilités de réception des sols. Au Québec, 97 % des élevages porcins adoptent la fumure liquide et 80 % des élevages bovins la fumure solide (GREPA, 1996). Les lisiers sont conservés dans des fosses circulaires ouvertes, tandis que les fumiers sont entreposés sur des plate-formes. Durant cet entreposage, les matières fécales sont mélangées à d'autres résidus de l'élevage, comme l'urine, la litière, les surplus alimentaires. Les fumures peuvent aussi être brassées ou retournées pendant cette période d'entreposage, ce qui permet leur aération. Enfin, ces fumures ne sont généralement pas protégées des aléas climatiques (ensoleillement, pluie, vent).

Pour une masse donnée de fumures entreposées, la population bactérienne diminue avec le temps. Dans les conditions naturelles, la diminution est assez rapide au début puisque 90 % de la population sont détruits au bout de quelques semaines (Jones, 1980; Vuorinen et Saharinen, 1997). Cette diminution n'est cependant pas vraiment totale, car,

même après plusieurs mois d'entreposage, il est possible de retrouver des bactéries entéropathogènes dans les fumures entreposées (Jones, 1980; Strauch et coll, 1991; Kudva et coll., 1998). Cette décroissance s'observe en fait pas seulement dans les fumures, mais dans tous les environnements qui ne sont pas propices aux microorganismes. Cette décroissance correspond au modèle mathématique d'une fonction exponentielle décroissante qui fut proposée par Chick en 1908 (Crane et Moore, 1986):

Equation 1 $$C_t = C_o \times e^{(-k \times t)}$$

où C_t est la population bactérienne au moment t, C_o la population bactérienne initiale et k le coefficient de décroissance. La figure 3 illustre l'allure d'une courbe correpondant à ce genre de fonction.

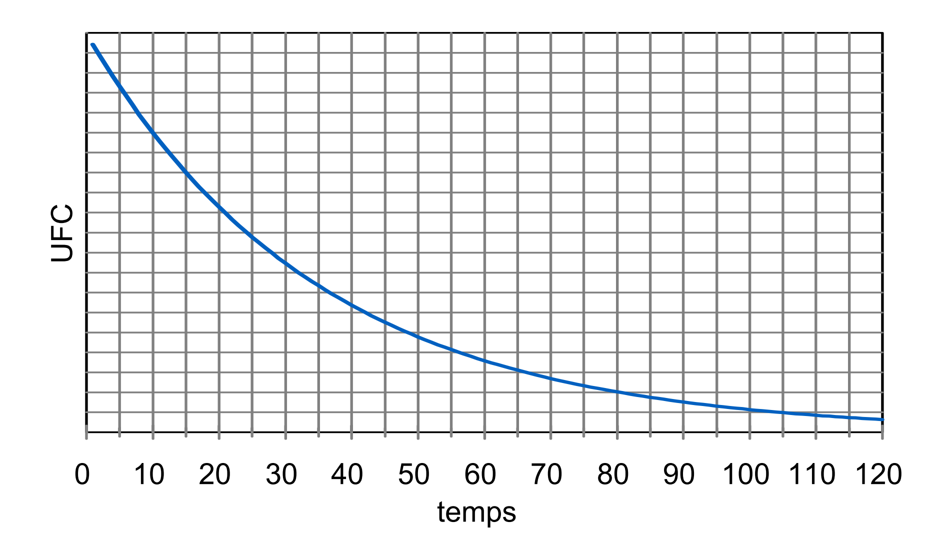


Figure 3: Courbe générale de survie bactérienne dans les fumures et les milieux extérieurs.

L'environnement extérieur (en dehors des intestins) est un milieu difficile pour la survie bactérienne à cause de la limitation en nutriments, des conditions physico-chimiques adverses et de la compétition entre les microorganismes. La durée de survie des populations bactériennes dépend donc des facteurs caractérisant la fumure et les conditions

de son entreposage. Les nombreuses études à ce sujet ont mis en évidence l'influence des facteurs suivants sur la survie des bactéries dans les fumures: la température, le pH, l'humidité et l'aération de la fumure (Gelbreiche et coll., 1967; Jones , 1980; Merkel, 1981; Cane et Moore, 1986; Olsen et Larsen, 1987; Yates, 1988; Strauch 1991; Abu-Ashour et coll., 1994; Conner et Kotrola, 1995; Vuorinen et Saharinen, 1997; Kudva et coll., 1998; Walker et coll., 1998; Himathongkham et Riemann, 1999; Kumar et coll., 1999; Lin, 1999). Le tableau III présente les effets de ces différents facteurs sur la survie des bactéries dans les fumures et, plus généralement, dans l'environnement.

Tableau III: Principaux facteurs influençant la survie des populations bactériennes dans les fumures.

Facteur	Direction de l'effet
température des fumures	la survie diminue quand la température augmente (à l'exception des bactéries thermophiles comme *Campylobacter jejuni* dont l'optimum de survie est environ 45C) les parasites résistent aussi mal aux températures sous le point de congélation
humidité des fumures	la survie augmente quand les fumures sont plus humides
aération des fumures	L'aération diminue la survie des bactéries entériques, car la majorité d'entre elles n'ont pas ou peu besoin d'oxygène pour se développer
pH des fumures	la survie diminue quand le pH des fumures s'éloigne de la normalité (sauf pour *Escherichia coli* O157:H7 qui tolère bien les milieux acides)

Les effets des différents facteurs des fumures présentés précédemment se manifestent par les différentes valeurs que peut prendre le coefficient de décroissance k du modèle mathématique de la décroissance des bactéries. De plus, il existe une variation entre les espèces bactériennes (Tableau IV).

Tableau IV: Coefficient de décroissance bactérienne selon les bactéries et selon la température des fumures.

Bactéries	Température ° C	Coefficient de décroissance	Observation*	Références
Campylobacter spp,	8	0,096	T_{90} 24 jours	Easton, 1996
	15	0,164	T_{90} 14 jours	
	22	0,37	T_{90} 6,2 jours	
	28	0,0052	T_{90} 438,6 jours dans un biodigesteur	Kearney et coll, 1993a
Salmonella spp,	4	0,11	T_{90} 21,3 jours	Kearney et coll, 1993b
	8	0,32	T_{90} 7,3 jours	Easton, 1996
	15	0,115	T_{90} 20 jours	
	17	0,13	T_{90} 17,5 jours	Kearney et coll, 1993b
	22	0,262	T_{90} 8,8 jours	Easton, 1996
	28	0,067	T_{90} 34,5 jours dans un biodigesteur	Kearney et coll, 1993a
	35	0,96		Olsen et Larsen, 1987
Escherichia coli vérotoxinogène	-20	2,3		Kudva et coll, 1998
	5	0,185		Wang et coll, 1996
	8	0,055	T_{90} 42 jours	Easton, 1996
	15	0,177	T_{90} 13 jours	
	22	0,35	T_{90} 6,6 jours	
	22	0,37		Wang et coll, 1996
	37	0,49		
Autres *Escherichia coli*	< 10	0,109	Fumier solide	Rankin et Taylor, 1969
	< 10	0,018 à 0,035	Lisier bovin et porcin	Munch, 1987
	18-25	0,015		Kumar et coll, 1999
	28	0,030	T_{90} 76,9 jours	Kearney et coll, 1993b
	35	0,64		Kumar et coll, 1999
	35	1,28		Olsen et Larsen, 1987
Yersinia enterocolitica	4	0,11	T_{90} 20,8 jours	Kearney et coll, 1993b
	8	0,064	T_{90} 36 jours	Easton, 1996
	15	0,21	T_{90} 11 jours	
	17	0,18	T_{90} 12,8 jours	Kearney et coll, 1993b
	22	0,397	T_{90} 5,8 jours	Easton, 1996
	28		T_{90} 18,2 jours	Kearney et coll, 1993b

* T_{90} délai pour que la population bactérienne diminue de 90 %.

D'autres facteurs de moindre importance sont connus pour leur influence sur la survie des bactéries dans l'environnement. Par exemple, la teneur de la fumure en acide gras modifie le pH de la fumure et son évolution dans le temps et, donc, indirectement la survie des bactéries (Jones, 1980). L'ajout d'ammoniac dans les fumures rend inactifs les oocystes des parasites du genre *Cryptosporidium* (Walker et coll., 1998).

En dehors des facteurs physico-chimiques mentionnés précédemment, d'autres facteurs moins connus ou moins étudiés pourraient être déterminants pour la survie des bactéries dans les fumures et les autres milieux externes, comme la compétition entre les bactéries entéropathogènes et les autres bactéries non pathogènes des fumures, la présence d'antibiotiques dans les fumures (Abu-Ashour et coll., 1994). Enfin, le modèle mathématique de la survie des bactéries dans l'environnement est basé sur une masse fixe de fumures alors qu'il y a régulièrement ajout de matières fécales et autres résidus tout au long de la période d'entreposage des fumures (Abu-Ashour et coll., 1994).

Lors de l'entreposage des fumures, les populations bactériennes, y compris les bactéries entéropathogènes, diminuent avec le temps. Cette décroissance exponentielle varie selon l'espèce bactérienne et selon les caractéristiques physico-chimiques de la fumure. Ces caractéristiques sont elles-mêmes influencées par les conditions d'entreposage, le mode de récupération des déchets dans l'élevage, le régime alimentaire des animaux, incluant l'abreuvement. Il faut cependant noter que la variation de la survie des bactéries dans les fumures selon ces différents facteurs a surtout été évaluée pour des masses fixes de fumures alors que, en production animale, la masse de fumures entreposée augmente continuellement jusqu'à l'épandage.

2.5. Épandage des fumures sur les terres

Dans le contexte québécois, l'épandage des fumures répond à un cycle saisonnier très marqué (GREPA, 1996; Caouette, 1992; FPBQ, 1999). Les fumures étant utilisées comme engrais pour les prairies et les grandes cultures, de maïs particulièrement, elles sont épandues surtout au printemps, avant les semis, et à l'automne, après les récoltes (Figure 4).

Il n'y a pas d'épandage en hiver à cause des rigueurs climatiques. Dans le cas des bovins, la contamination directe des pâturages se fait de mai à octobre. La surface quotidienne épandue par bovin adulte au pâturage est de 0,5 à 1,5 m^2.

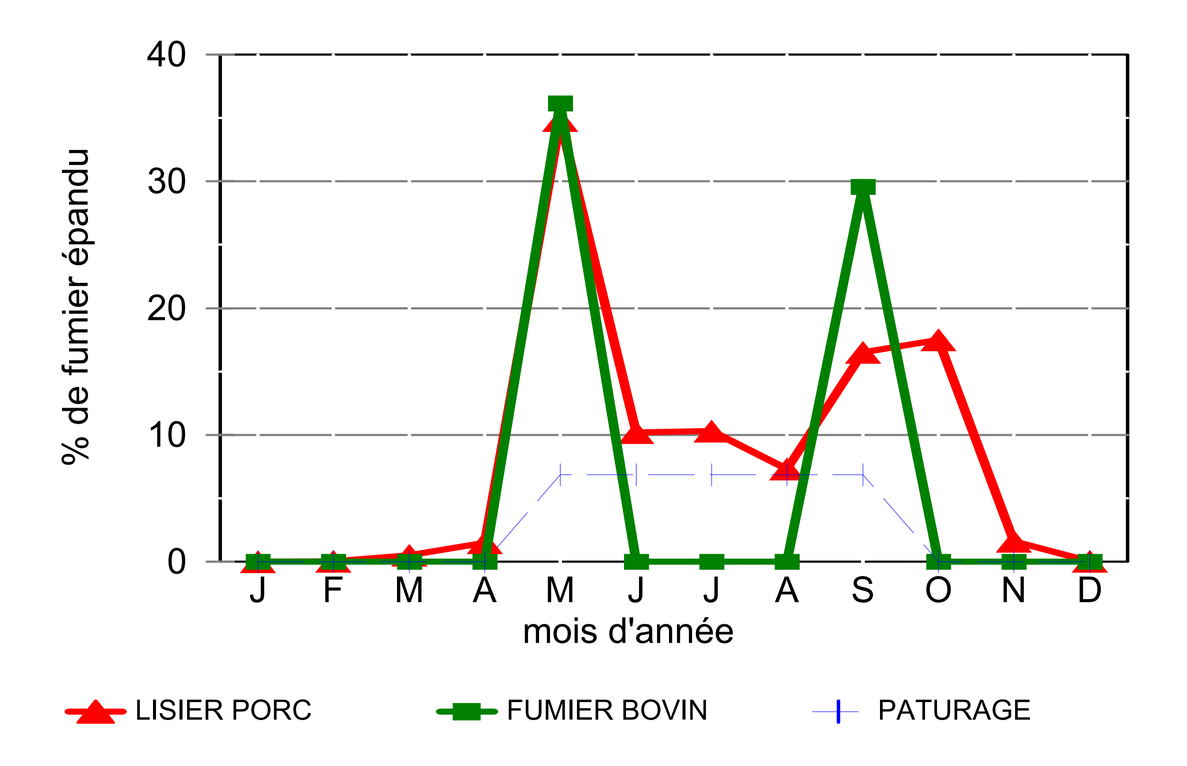


Figure 4: Saisonnalité de l'épandage des fumures au Québec.

Avec l'épandage sur les terres ou les déjections directes sur les pâturages, les fumures entrent en contact avec un nouveau substrat, le sol qui a ses propres caractéristiques physico-chimiques et biologiques. En effet, le sol est constitué essentiellement d'une phase solide emprisonnant une phase liquide et une phase gazeuse. La phase solide est constituée de particules minérales de différentes tailles qui varient selon les couches ou horizons du sol. La couche superficielle est, en plus, riche en matière organique. La flore microbiologique spécifique du sol et les produits de la décomposition des microorganismes, des débris végétaux et des matières d'origine animale forment cette matière organique. Cette couche superficielle n'existe pas ou très peu pour les terres cultivées à cause du travail de la terre. La taille des particules minérales prédominantes

dans le sol détermine la texture du sol (Tableau V). Plus les particules sont petites, et plus la texture permettra la rétention d'eau et de nutriments. Un sol loameux, composé d'autant de sable, de limon que d'argile est le sol par excellence en agriculture.

Tableau V: Définition des différentes textures du sol.

Catégorie de texture	Diamètre des particules (mm)
Sable très grossier	2,00 – 1,00
Sable grossier	1,00 – 0,50
Sable moyen	0,50 – 0,25
Sable fin	0,25 – 0,10
Sable très fin	0,10 – 0,05
Limon	0,05 – 0,002
Argile	<0,002

Source : Bitton et Gerba, 1984.

La phase liquide du sol permet la dissolution des substances minérales et des substances organiques qui peuvent être des nutriments ou des inhibiteurs de la flore microbiologique du sol. Cette phase est discontinue sauf lorsque le sol est saturé d'eau, après des précipitations abondantes, la fonte des neiges ou une irrigation excessive. La phase gazeuse est aussi discontinue et répartie de façon hétérogène. Par sa présence ou son absence, elle peut favoriser les bactéries anaérobies, aérobies facultatives ou microaérophiles.

En plus du contact nouveau avec le sol suite à l'épandage ou aux déjections directes sur les pâturages, les fumures deviennent en contact avec l'air sur une relativement plus grande surface qu'auparavant. Au niveau du sol, la survie des microorganismes fécaux est donc moins déterminée par les caractéristiques physico-chimiques des fumures que par les caractéristiques physico-chimiques et biologiques du sol, les évènements climatiques et les méthodes d'épandage (Gerba et Bitton, 1984; Yates, 1988; Dean et Foran, 1991; Abu-Ashour et coll., 1994) (Tableau VI).

Tableau VI: Facteurs influençant la survie des microorganismes suite à l'épandage des fumures biologiques.

Facteur	Direction de l'effet
Caractéristiques physico-chimiques du sol	
pH	la survie est moindre dans les sols acides (pH < 5)
disponibilité d'eau	la survie est meilleure dans les sols humides
texture et distribution de la taille des particules	la survie est meilleure dans les sols fins (ex: argile) car ils favorisent la rétention de l'eau
température	les températures basses favorisent la survie des microorganismes
contenu en matière organique	la survie est meilleure lorsque le sol est riche en matière organique la multiplication bactérienne est même alors possible
disponibilité des nutriments	la survie est meilleure avec davantage de nutriments disponibles pour les microorganismes
capacité d'adsorption	les microorganismes survivent plus lorsqu'ils sont libres dans le sol que lorsqu'ils sont liés à des particules du sol
Caractéristiques biologiques du sol	
relation avec la flore native du sol	la survie est meilleure dans les sols stériles en l'absence de compétition et de prédation
présence d'antibiotique	les antibiotiques présents au niveau du sol inhibent le développement des bactéries sensibles
présence de substances toxiques	les substances toxiques au niveau du sol inhibe le développement des microorganismes sensibles
Conditions atmosphériques et climatiques	
irradiation solaire	pour les microorgansimes sensibles à l'irradiation solaire, la survie est plus courte à la surface du sol qu'en profondeur
précipitation et humidité de l'air	les microorganismes survivent plus longtemps dans les milieux humides ou lors des périodes pluvieuses
température	les températures basses favorisent la survie des microorganismes
Influence de la méthode d'épandage	
technique	la survie est moindre en cas d'incorporation au sol en cas d'aérodispersion, la survie est moindre aussi, car la pression utilisée lors de l'épandage détruit une proportion des microorganismes
Densité des microorganismes dans les fumures	la survie est moindre en cas de charges initiales élevées

La survie bactérienne au niveau du sol répond toujours au même modèle mathématique proposé par Chick, le coefficient de décroissance k variant selon les facteurs influençant cette survie (Tableau VII).

Tableau VII: Valeurs du coefficient k de décroissance exponentielle des populations bactériennes au niveau du sol.

Bactérie	Conditions	Type de sol	Coefficient k	Référence
Campylobacter spp.	hiver	-	0,63	Stanley et coll., 1998
	humide	-	0,34	
Salmonella spp.	15 % hum, 22 ºC	Loam sableux	0,35	Turpin et coll., 1993
	automne	Argile	0,26	Smallbeck et Bromel, 1975 selon Reddy et coll., 1981
	5ºC	Argile	0,07 à 0,92 selon l'humidité	Zibilske et Weaver, 1978
	22ºC	Argile	0,07 à 0,11	
	39ºC	Argile	1,13 à 1,83	
	5ºC	Loam sableux fin	0,05 à 1,47	
	22ºC	Loam sableux fin	0,03 à 0,78	
	39ºC	Loam sableux fin	0,71 à 1,30	
Escherichia coli	4ºC	Loam limoneux	0,16	Bogosian et coll., 1996
	20ºC	Loam limoneux	0,25	
	37ºC	Loam limoneux	1,24	
	13ºC	Loam argileux	0,15	Bélanger, communication personnelle 1999
	28ºC	Loam sableux fin	0,29 à 0,44 selon l'humidité du sol	Boyd et coll, 1969 selon Reddy et coll., 1981
	moyenne d'année	Loam	0.23	Joy et coll., 1998

Suite à l'épandage des fumures sur les terres cultivées ou les prairies, les populations de microorganismes diminuent avec le temps. Cette décroissance exponentielle varie selon les espèces bactériennes, mais aussi selon les caractéristiques physico-chimiques du sol, selon les pratiques d'épandage des fumures et selon les conditions météorologiques. Ceci a été montré pour une masse fixe de fumures aolrs que les terres peuvent recevoir des fumures à plusieurs moments dans l'année.

2.6. Diffusion des organismes entéropathogènes dans les eaux

Antérieurement, le sol était considéré comme un filtre qui retenait les bactéries contenues dans les fumures. D'après Gerba et al. (1975), 92 à 95 % des bactéries sont retenus dans le premier centimètre de la couche du sol et trois à cinq % sont retenues dans les quatre autres centimètres plus profonds. Néanmoins, de nombreux travaux de laboratoire et des observations sur le terrain indiquent que ce filtre n'est pas toujours aussi efficace. Ils montrent que les microorganismes issus de déjections animales se retrouvent en concentration parfois non négligeable dans les eaux de surface et dans les eaux souterraines dans le cas des pâturages comme dans le cas de champs fertilisés par des fumures biologiques (Ewans et Owens, 1972; Stephenson et Street, 1978; Doran et Lin, 1979; Faust, 1982; Baxter-Plotter, 1987; Baxter-Plotter et Gilliland, 1988; Dean et Foran, 1991; Taylor et Foran, 1993; Coté, 1994; Howel et al, 1995). Il existe donc bien deux voies de déplacements des microorganismes contenus dans les déjections et les fumures biologiques: le mouvement horizontal à la surface du sol qui permet la contamination microbiologique des eaux de surface et la diffusion verticale dans le sol qui permet la contamination des eaux profondes ou souterraines.

Mouvement à la surface du sol

De grandes concentrations de bactéries dans les eaux de ruissellement (coliformes fécaux en général) ont été associées à des épandages ou à la présence des bovins dans les pâturages (Howel et coll., 1995; Gilliland et Baxter-Plotter,1987; Doran et Linn, 1979; Baxter-Plotter et Gilliland, 1988; Stephenson et Streeet, 1978). Dans l'eau ruisselante, ces auteurs ont mesuré dans la majorité des cas des comptes de 10^4 à 10^6 ufc/100 ml à partir des surfaces épandues et des pâturages. Cependant, à partir des lots d'engraissement de bovins de boucherie, les valeurs étaient plus hautes, soit 10^7 ufc/100 ml ou plus.

Le mécanisme du déplacement horizontal des microorganismes issus de déjections animales est essentiellement lié au ruissellement de l'eau à la surface du sol (Abu-Ashour et coll., 1994). Très peu de microorganismes sont transportés par les vents. La source du

ruissellement est soit la pluie, soit la fonte des neiges. La proportion d'eau de pluie qui ruisselle par rapport à celle qui est absorbée par le sol dépend de plusieurs facteurs topographiques, géologiques ainsi que de l'utilisation de la surface (végétation, drainage) (Abu-Ashour et col., 1994). Compte tenu de la décroissance de la population bactérienne au niveau du sol, le moment du ruissellement par rapport à celui de l'épandage détermine en grande partie la proportion de microorganismes qui est emporté par le ruissellement par rapport à l'ensemble de microrganismes épandus. Les quelques données recensées illustrent bien cet effet du moment de la pluie (Tableau VIII).

Tableau VIII: Récupération de microorganismes fécaux dans les eaux de ruissellement.

Texture du sol	Récupé-ration	Observation	Référence
Loam limoneux	6,7 %	Coliformes fécaux, après la première pluie sur un pâturage en été	Kunkle, 1979 selon Crane et coll., 1983
Loam limoneux	0,061 %	Coliformes fécaux, après les pluies suivant la première pluie sur un pâturage en été	Kunkle, 1979 selon Crane et coll., 1983
Loam limoneux Argileux loameux	1 %	Coliformes fécaux	Faust, 1976
--	0,007 %	Coliformes fécaux, fumier solide	McCaskey et coll., 1971 selon Crane et coll., 1983
--	58 à 90 %	Coliformes fécaux, pluie le jour même de l'épandage	Crane et coll., 1978
--	0,1 à 0,22 %	Coliformes fécaux avec pluie le troisième jour de l'épandage	Crane et coll., 1978
--	1 à 6 %	Coliformes fécaux	Faust, 1982

Diffusion verticale dans le sol

Dean et Foran (1991) ont fait des travaux détaillés sur l'impact des épandages de lisier et de fumier sur les eaux souterraines en Ontario. Leurs résultats montrent que, dans

huit des 12 parcelles étudiées, les eaux de drainage étaient contaminées entre 20 minutes et six heures après l'épandage. L'augmentation de la concentration bactérienne dans les drains (à 90 cm de profondeur) a varié de 30 fois après 20 minutes à 725 000 fois après deux heures.

Toujours en Ontario, Taylor et Foran (1993) ont comparé les comptes d'*Escherichia coli* résistant à l'acide nalidixique dans les eaux de drainage et les nappes phréatiques suite aux épandages en automne de différents types de fumures sur des sols argileux loameux. Le lisier de porc a produit une contamination des eaux de drainage une heure après l'épandage et les comptes demeuraient élevés (10^2 *E. coli*/100 ml) pendant 40 heures, puis ils redescendaient à 10^2 *E. coli*/100 ml après 7 jours. Pour le purin de bovins, les contaminations ont été notées après deux heures, montaient à 10^5 *E. coli*/100 ml et redescendaient à 10^2 *E. coli*/100 ml après 4 jours. Quant au fumier solide de bovins, aucune contamination a été enregistrée avant le septième jour, jusqu'à ce qu'une pluie de 25 mm provoque la percolation avec des comptes de 10^2 *E. coli*/100 ml le lendemain.

La contamination de l'eau souterraine peut être durable, des bactéries pouvant encore être trouvées dans les nappes phréatiques quelques mois après l'épandage (Rothmaier et coll., 1997).

Même si les proportions de diffusion dans le sol et de récupération dans les eaux souterraines sont bien documentées pour les bactéries (Tableau IX), certains microorganismes parasitaires entéropathogènes peuvent aussi diffuser dans le sol, comme les oocystes de *Cryptosporidiun spp.* (Mawdsley et coll., 1996a). Dans des conditions expérimentales de sol et de pluie contrôlées, 1 % de ces oocystes ont diffusé dans le sol (Mawdsley et coll., 1996b).

Tableau IX: Récupération de microorganismes dans les eaux souterraines.

Texture du sol	Récupé-ration	Observation	Référence
Sable loameux	0,001 %	*Pseudomonas spp*	Paterson et coll., 1993
Loam sableux	0,01 %	*Pseudomonas spp*	Paterson et coll., 1993
Loam	0,01 à 1%	Coliformes fécaux	Joy et coll., 1998
Loam limoneux	3 %	*Enterococci*	Korkman, 1971 selon Crane et coll.,
Loam limoneux	0,1 %	*Cryptosporidium spp.*	Mawdsley et coll., 1996
Loam limoneux	0,6 %	Coliformes fécaux	McMurry et coll., 1998
Loam limoneux	0,13 %	*Escherichia coli* marqué (résistant à l'acide nalidixique)	Dean et Foran, 1991
Loam argileux sableux	1 %	*Cryptosporidium spp*	Mawdsley et coll., 1996
Argileux limoneux	0,37 %	Sol bien drainé	Dean et Foran, 1991
Argileux limoneux	0,01 à 3,3%	Sol imparfaitement drainé	Taylor et Foran, 1993; Dean et Foran, 1991
Argileux limoneux	5 %	*Pseudomonas spp*	Paterson et coll., 1993
Argileux limoneux	0,1 %	*Pseudomonas spp*	Paterson et coll., 1993
Argileux limoneux	0,01 %	*Cryptosporidium*	Mawdsley et coll., 1996
--	0,03 à 0,05 %	*Escherichia coli*	Evans et Owens, 1972

La diffusion verticale dans le sol des microorganismes existant à la surface des sols est un phénomène particulièrement complexe (Abu-Ashour et coll., 1994). Cette diffusion est possible fondamentalement grâce à deux mécanismes purement physiques. Le premier de ces mécanismes est la dispersion hydrodynamique. Cette dispersion est contrôlée par des effets microscopiques et macroscopiques et elle dépend de gradients de concentration. Elle intéresse surtout les petits microorganismes (d'un diamètre inférieure à 1 micron), c'est-à-dire les plus petites des bactéries et les virus (Gerba et al., 1999). La dispersion hydrodynamique fait intervenir le phénomène d'adsorption ou d'attachement électrostatique

des microorganismes sur les particules ou les sédiments migrants du sol. L'adsorption fait intervenir les caractéristiques physico-chimiques du sol d'une part, comme le pH et la capacité d'échange cationique, et des propriétés de la surface des microorganismes d'autre part. Par exemple, les bactéries hydrophobes adhèrent mieux aux sédiments que les bactéries hydrophiles, tandis que l'adhésion est meilleure en sol argileux qu'en sol sablonneux (Huysman et Verstraete, 1993).

Le second mécanisme physique de diffusion verticale des microorganismes dans le sol est la convection ou l'advection, c'est à-dire le déplacement des organismes par le flux de l'eau dans le sol (Abu-Ashour et al., 1994). Ce mécanisme intéresse particulièrement les microorganismes de grande taille, comme les protozoaires et les grandes bactéries. La vitesse du déplacement vertical des microorganismes est directement liée à la vitesse de l'eau dans le sol. Cette vitesse peut être davantage élevée quand il existe des voies appelées préférentielles dans le sol (van Elsas, 1991; Kemop, 1992; Peteson, 1993; Cluis, 1994). Ces voies sont constituées d'un réseau de macropores et d'autres espaces vides dans le sol correspondant à des fentes ou des fissures, au passage des vers de terre, aux espaces laissés vides après la disparition des racines des plantes. Ces voies peuvent dans certains cas directement relier la surface du sol à la nappe d'eau souterraine, ce qui réduit considérablement l'effet de filtre du sol (Dean, 1991). Ces voies préférentielles modifient aussi la proportion de microorganismes qui diffusent. Dans des sols intacts, 22 à 79 % des bactéries marquées traversaient une colonne de 28 cm, tandis que la proportion était entre 0,2 et 7% quand chaque colonne de terre initiale était détruite et mélangée pour former une nouvelle colonne de la même terre (Smith et coll., 1985).

En plus des mécanismes physiques mentionnés, d'autres mécanismes interviennent dans le déplacement des microorganismes dans le sol (Abu-Ashour et coll., 1994). Il s'agit de mécanismes géochimiques comme la filtration, l'adsorption et la sédimentation, ou de mécanismes biologiques comme le chimiotactisme (l'attraction ou la répulsion par des substances chimiques) ou la mobilité flagellaire.

Compte tenu de la diversité des mécanismes possibles, la diffusion des microorganismes dans le sol dépend de nombreuses caractéristiques relatives au sol, au

mouvement de l'eau, aux microorganismes eux-mêmes et à leur environnement tout proche (Tableau X) (Crane et coll., 1983; Gerba et Bitton, 1984).

Tableau X: Facteurs influençant la diffusion des microorganismes dans le sol.

Facteurs	Effet sur la diffusion des microorganismes
Caractéristiques physiques du sol	
texture (type de sol)	le mouvement des microorganismes est facilité quand le sol est surtout de type loameux ou sableux car les pores sont plus grands
distribution de la taille des particules	les sols compacts ralentissent la diffusion
contenu et type d'argile	l'argile retient davantage les microorganismes, surtout ceux chargés positivement en superficie
contenu et type de matières organiques	les sols riches en matières organiques ralentissent la diffusion car ces matières favorisent la filtration
pH	participe à la fixation électrique des anions, aussi aux mécanismes d'adsorption
distribution de taille des pores	favorise la filtration
densité du sol	reliée à la présence plus ou moins grande de pores et fissures
drainage (naturel ou artificiel)	permet des mouvements plus rapides des eaux de pluie et des microorganismes dans le sol
Facteurs chimiques et environnement du sol	
température	les mécanismes de diffusion sont plus actifs quand la température est plus élevée
contenu d'eau du sol	sert de solution de transport
flux d'eau dans le sol	oriente la diffusion dans le sol et le sous-sol
Facteurs chimiques et microbiens	
charge ionique de la solution dans le sol	la composition chimique de la solution interfère dans le mouvement
pH de l'eau infiltrante	

Tableau X (suite)

Facteurs	Effet sur la diffusion des microorganismes
Facteurs chimiques et microbiens	
nature de la matière organique dans le matériel épandu (concentration et taille)	
Type de micro-organisme	
hydrophobicité en superficie du micro-organisme	conditionne les phénomènes d'adsorption
densité et dimensions des micro-organismes	contribue à l'obstruction des pores
Caractéristiques de l'épandage	
choix du moment d'application	une grande humidité du sol ou un sol sec (avec d'importantes voies préférentielles) favorisent la diffusion
labour du sol avant épandage	brise les voies préférentielles ce qui limite la diffusion rapide des microorganismes dans le sol
humidité de la fumure	le lisier est plus favorable à la diffusion dans le sol tandis que le fumier est plus propice au déplacement sur le sol par ruissellement
incorporation de la fumure au sol	cela limite le ruissellement et favorise donc la diffusion

Les mécanismes de diffusion dans le sol sont très dépendants de l'eau dans le sol et, par conséquent sont fortement influencés par les pluies (Figure 5).

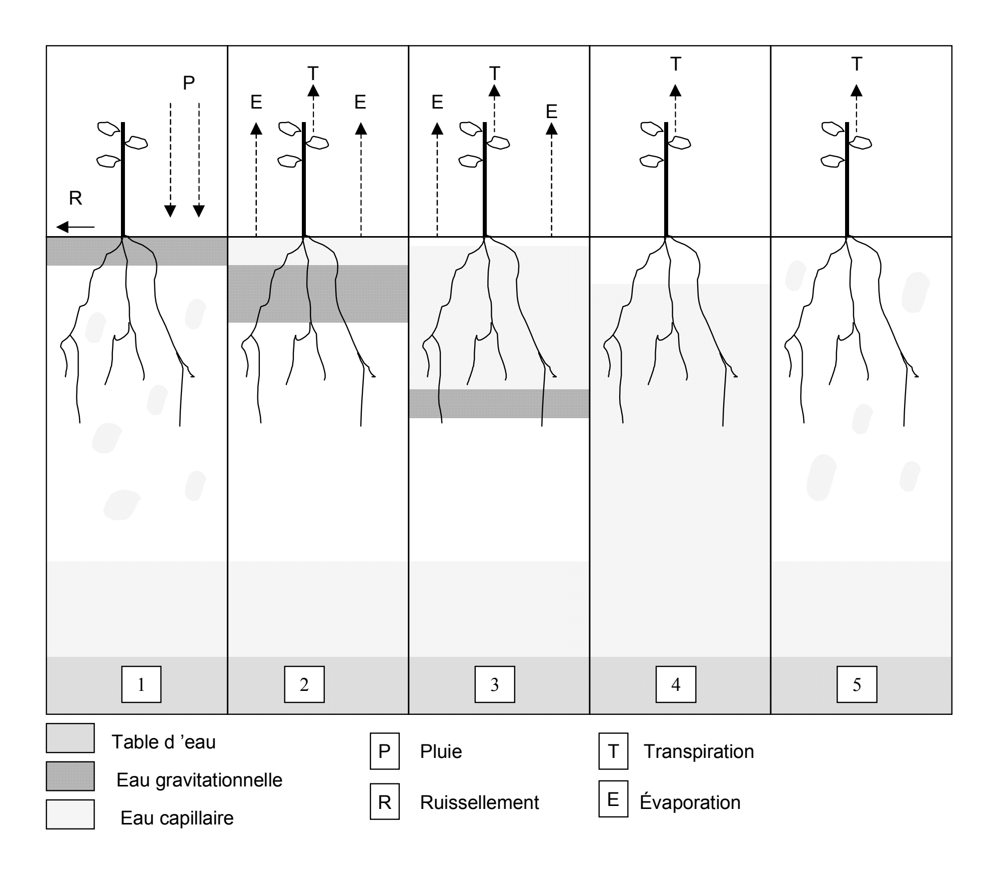


Figure 5: Mouvements de l'eau dans le sol

Source: Gliessman, 1997.

2.7. Conclusion sur la problématique de la contamination microbiologique des eaux par les productions animales

La contamination microbiologique des eaux par les productions animales est réelle et correspond à une séquence bien établie: contamination du troupeau, excrétion par les animaux, entreposage des fumures, épandage sur les terres et diffusion horizontale ou verticale dans le sol. La proportion de microorganismes qui atteignent les eaux à partir des fermes est variable selon de nombreux facteurs relatifs entre autres aux microorganismes, au sol, aux conditions d'entreposage, d'épandage. Cette contamination microbiologique est donc un problème complexe.

Une fois en dehors des intestins, les bactéries entéropathogènes se retrouvent dans un milieu moins favorable si bien que leur population décroit avec le temps. Le facteur temps est donc un paramètre des plus importants. La population bactérienne est donc maximale au moment de l'excrétion par les animaux, ce qui dépend directement de leurs caractéristiques au niveau de la ferme (nombre, prévalence du microorganisme. etc). La diffusion des microorganismes au niveau du sol est étroitement dépendante des précipitations autant pour le ruissellement que pour la diffusion jusqu'à la nappe phréatique. Le régime des pluies et le temps entre l'épandage et la première pluie sont des éléments variables qui ont donc une grande influence sur la contamiantion finale des eaux par les fumures des fermes.

3. Évaluation des méthodes de quantification de la contamination des eaux par les productions animales

3.1. Modélisation

Divers travaux de modélisation ont été réalisés relativement aux déplaceemnts de microorganismes au niveau du sol ou à la pollution microbiologtique des eaux par les productions animales. La modélisation de la contamination des eaux de surface a été approchée d'une façon distincte de celle des eaux souterraines. Plus précisément, l'agent pathogène modélisé a été majoritairement un virus dans le cas des eaux souterraines, tandis que pour les eaux de surface, le micro-organisme choisi a été surtout les coliformes fécaux.

Yates et Ouyang (1992) ont proposé un modèle de survie et transport pour les virus dans les zones vadoses, c'est-à-dire l'espace non saturé en eau entre la surface et la nappe phréatique (VIRTUS). Les équations mathématiques sont basées sur la loi de conservation de masse et les mouvements des flux d'eau dans l'environnement poreux du sol.

Sim et Chrysikopoulos (1996), dans une approche basée sur l'équation d'advection et de dispersion et les flux transitaires, ont aussi modélisé les charges possibles de virus qui peuvent traverser la zone vadose et arriver aux eaux souterraines (modèle VIROTRANS).

Les modèles cités précédemment ont été calibrés dans les conditions de laboratoire et ils ont des pouvoirs prédictifs importants. Cependant, l'application de ces modèles sur le terrain exige un nombre considérable de mesures de variables indépendantes, ce qui limite l'utilisation de ces modèles.

Moore et coll. (1988) ont essayé de prédire à l'aide d'un modèle déterministe les charges de bactéries dans les eaux de ruissellement (MWASTE). L'algorithme du modèle intègre des informations relatives à la production de fumures dans les fermes, à la survie durant l'entreposage et au sol, ainsi qu'aux pratiques d'épandage. Les informations produites par le logiciel hydrologique CREAMS (Knisel, 1980, selon Walker, 1988) et des données météorologiques sont utilisées pour les calculs de volume de ruissellement. À la

fin, le modèle incorpore des données empiriques sur l'utilisation des filtres végétaux pour déterminer la quantité de bactéries qui sort du territoire modélisé. L'équation de survie utilisée dans ce modèle est la même que la décroissance exponentielle proposée par Chick (équation 1), mais les auteurs ont ajouté des corrections au coefficient de décroissance selon le pH du sol, la température ambiante et la méthode d'application des fumures. Ces corrections sont basées sur quelques travaux réalisés dans différentes conditions de laboratoire ou de terrain. Donc, l'application des résultats de ce modèle au delà des conditions de son développement est limitée.

Walker (1988) a utilisé une combinaison d'approche déterministe et d'approche stochastique pour simuler la contribution parcellaire au compte des coliformes fécaux dans l'eau de drainage en Virginie. L'équation finale de son modèle COLI inclut des informations relatives à la survie bactérienne à l'entreposage ainsi qu'à la survie au niveau du sol et au cours du ruissellement. Le calcul est fait séparément pour quatre classes de surface : les surfaces de pâturage, celles épandues avec incorporation, celles épandues sans incorporation et celles non fertilisées. À la fin, les quatre classes sont additionnées.

Les composantes simulées avec la méthode Monte Carlo à partir d'informations climatiques ont été la survie à l'entreposage (définie d'après la température des 15 derniers jours), le ruissellement (calculé par la méthode des nombres de courbes du Service de Conservation des Sols - SCS) et l'érosion (obtenue par l'équation universelle des pertes des sols modifiée).

Le modèle COLI a été appliqué à un sous-bassin agricole et différents scénarios d'épandage, d'entreposage et d'utilisation des mesures de prévention (filtres végétaux) ont été testés. Les résultats ont été comparés aux limites de qualité microbiologique de l'eau. Ces résultats ont indiqué des contaminations plus élevées lorsque la période d'entreposage est courte. En plus, les charges finales produites avec un entreposage plus long et avec l'incorporation du fumier sont semblables. L'analyse de la sensibilité a montré que certaines variables, comme la densité de bactéries établie dans le mélange sol-fumier, peut générer une variation de 40 % dans les résultats finaux. Le facteur d'érosion du sol peut

aussi faire une grande variation et les charges épandues pouvant faire varier les résultats finaux de respectivement 30-34 % et 21-25 %.

Le logiciel CHEPTEL a été développé au Québec pour permettre l'évaluation de la contribution des élevages intensifs à la pollution chimique (Cluis et coll., 1994). Toutefois, ce logiciel permet aussi de calculer les charges de coliformes et de streptococcus fécaux transportés vers les eaux de surface en utilisant la décroissance exponentielle de Chick (équation 1), l'équation universelle des pertes du sol (EUPS) et la méthode des coefficients de ruissellement (CN) du Service de Conservation des Sols (SCS). Les principales sources de contamination considérées sont : les amas de fumier solide, les cours d'exercice, les eaux de lavage de ferme laitière, l'accès direct au cours d'eau, l'entreposage du lisier de porc, l'épandage et l'érosion hydrique. Les auteurs ont fait appel à de nombreuses hypothèses simplificatrices et utilisent des valeurs moyennes trouvées dans la littérature. Ainsi, les résultats numériques obtenus par le logiciel CHEPTEL sont considérés comme des ordres de grandeur (Cluis et coll., 1994).

Walker et Stedinger (1999) ont modélisé les charges de *Cryptosporidiun spp*. qui arrivent aux réservoirs d'eau désservant la ville de New York. Leur modèle incorpore les éléments suivants: origine des oocystes (fermes laitières et égouts urbains), survie dans l'environnement, transport vers le réseau hydrologique et déplacement jusqu'aux réservoirs. La survie a été aussi traitée selon la décroissance exponentielle de Chick (équation 1) avec un ajustement pour la température du coefficient de survie k, cette correction provenant de résultats expérimentaux.

En général, ces modèles sont très spécifiques. Ils ne s'intéressent qu'à la contamination de l'eau de surface ou de profondeur, qu'à certaines espèces ou certains groupes de microorganismes. Ils permettent donc rarement de quantifier la contamination microbiologique globale des eaux.

Ces modèles essaient souvent d'être très près des mécanismes ou de phénomènes connus pour influencer la production, la survie ou le transport des microorganismes dans les fumures et dans le sol jusqu'à l'eau. Ils permettent donc de tester la validité des connaissances acquises. Par contre, ils ne tiennent pas toujours compte de différentes interactions possibles entre ces facteurs, ce qui peut limiter grandement leur intérêt. De plus, certaines hypothèses sous-jacentes à la construction des modèles ne sont pas nécessairement pertinentes par rapport à la réalité.

Ces modèles sont composés de nombreuses variables nécessitant au moins autant de données. Plus le modèle veut bien représenter la réalité dans son ampleur et dans sa complexité, et plus le nombre de variables différentes augmente. Ce grand nombre de données nécessaires pour produire le résultat du modèle limite l'utilisation des modèles à des régions où toutes les variables ont déjà été mesurées.

3.2. Les charges animales

La notion de charge animale a été introduite dans les années 1950 pour avoir un outil de comparaison des élevages au niveau de leur population animale quels que soient les espèces (exemples: bovins, porcins), les âges (exemples: truies, porcelets sevrés, porcs d'engraissement) ou les utilisations des animaux (exemple: lait ou viande). Cette charge animale est basée sur le contenu moyen en nitrogène dans les matières fécales des animaux. Elle se mesure en unité animale (UA). L'unité (1 UA) correspond à l'excrétion d'une vache de 1000 lb (environ 450 kg) et les autres catégories d'animaux sont regroupés en un certain nombre d'unités selon l'espèce, l'âge et l'utilisation pour former une unité animale (Tableau XI). Cette mesure de la charge animale est très approximative, car les variations relatives à l'alimentation, à l'espèce, aux races et aux états physiologiques ne sont pas prises en compte.

Tableau XI: Équivalence entre les Unités animales (UA) et l'excrétion quotidienne de matières fécales

Description des catégories animales	Têtes par Unité animale [1]	Têtes par Unité animale sur la base d'un rejet de 80 Kg de N/UA par année [2]	Volume de déchets excrété (L / jour) [3]
Vaches et taureaux laitiers	1	0.6 (vache plus veau de 55 Kg)	68
Taures laitières (1 an et plus)	2	0.7	28
Veaux laitiers d'abattage (0-2 mois)	5	--	8.86
Génisses laitières (< 12 mois)	5	1.7	13
Vaches et taureaux de boucherie	1	1.0 (plus veau de 244 Kg)	40
Bovins de finition	1	1.2	21.9 (bouvillons 1 an et plus)
Génisses de boucherie (6-18 mois)	2	1.8 (de 8 à 15 mois)	8.85 (mois d'un an)
Taures de boucherie (18-26 mois)	2	1.1 (plus de 12 mois)	30
Bovins de semi-finition	2	3.2	--
Veaux d'embouche ou de boucherie (2-6 mois)	5	--	--
Veaux lourds de lait (0-4 mois)	5	8.8	10
Veaux lourds de grain (0-6 mois)	5	3.0	16
Truies mise bas (avec porcelets non sevrés)	4	3.1	20
Truies en gestation, verrats	4	3.7	12
Truies de remplacement (20 – 120 kg)	4	6.6	--
Porcs à l'engraissement (20-120 kg)	5	7.3	5.8
Porcelets sevrés (7-20 Kg)	25	34.8	1.7

Sources : [1] GREPA, 1996; [2] Comité ad hoc sur l'environnement, 1998; [3] Cluis et coll., 1994

Étant défini par rapport à la teneur des matières fécales en nitrogène, cet indice est couramment utilisé dans le calcul des plans de fertilisation pour éviter les surplus chimiques (azote, phosphore) selon les conditions des terres (Voir Grille de fertilisation agricole au Québec, 1996). Cette notion de charge animale est internationale, car elle est

utilisée dans d'autres régions dans le même but avec, toutefois, des unités variables d'un pays à l’autre.

La charge animale (UA) est un indice simple couramment utilisé en agriculture pour gérer la pollution chimique (azote, phosphore) des sols suite à l'épandage des fumures sur les terres. Par rapport aux objectifs poursuivis, cet indice est cependant trop approximatif et il ne traite pas la charge microbiologique des fumures qui décroit dans le temps de façon différente et plus rapide que la charge chimique.

3.3. Indices agroécologiques

Généralités sur les indices agroécologiques

Des indices agroécologiques ont été proposés depuis quelques années pour mesurer ou faire le diagnostic d’une situation par rapport à la gestion des polluants d'origine agricole dans le cadre de l’agriculture durable.

L’objectif fondamental de ces indices agroécologiques est de synthétiser de façon simple et quantitative une réalité complexe afin de pouvoir en faciliter la gestion (Mitchell et coll., 1995). C’est donc un moyen de mesurer la santé de l’environnement. Ce moyen de mesure permet de connaître la situation à un moment donné et d’orienter les décisions pour remédier à la situation quand celle-ci n’est pas satisfaisante. Ce moyen permet aussi de suivre l’évolution de la situation dans le temps et, en particulier, l’effet des décisions prises pour améliorer la situation.

Les indices sont le résultat d’une aggrégation d’informations relatives au sujet ciblé, réalisée de façon qualitative et souvent multicritère. La construction de l’indice varie selon la complexité de la problématique, des multiples interactions existantes entre les facteurs, de l'absence de modèles satisfaisants, et, principalement, des difficultés opérationnelles ou économiques de mesurer largement toutes les variables intervenant dans le problème.

Les indices représentent en fin de compte un compromis entre la connaissance scientifique du moment, la nécessité d'être concis, la simplicité et la facilité d'utilisation de l'utilisation et les limites de la disponibilité de données (Girardin et coll., 1999).

Méthode PICABUE modifiée

Mitchell et coll. (1995) ont été les premiers à formaliser la démarche de construction d'indices agroécologiques en une méthode appelée PICABUE (Figure 6). PICABUE reprend en anglais la première lettre du mot le plus important de chaque étape. La problématique visée ici concernait l'agriculture durable, particulièrement la pollution environnementale due aux activités agricoles et leurs conséquences pour la qualité de la vie.

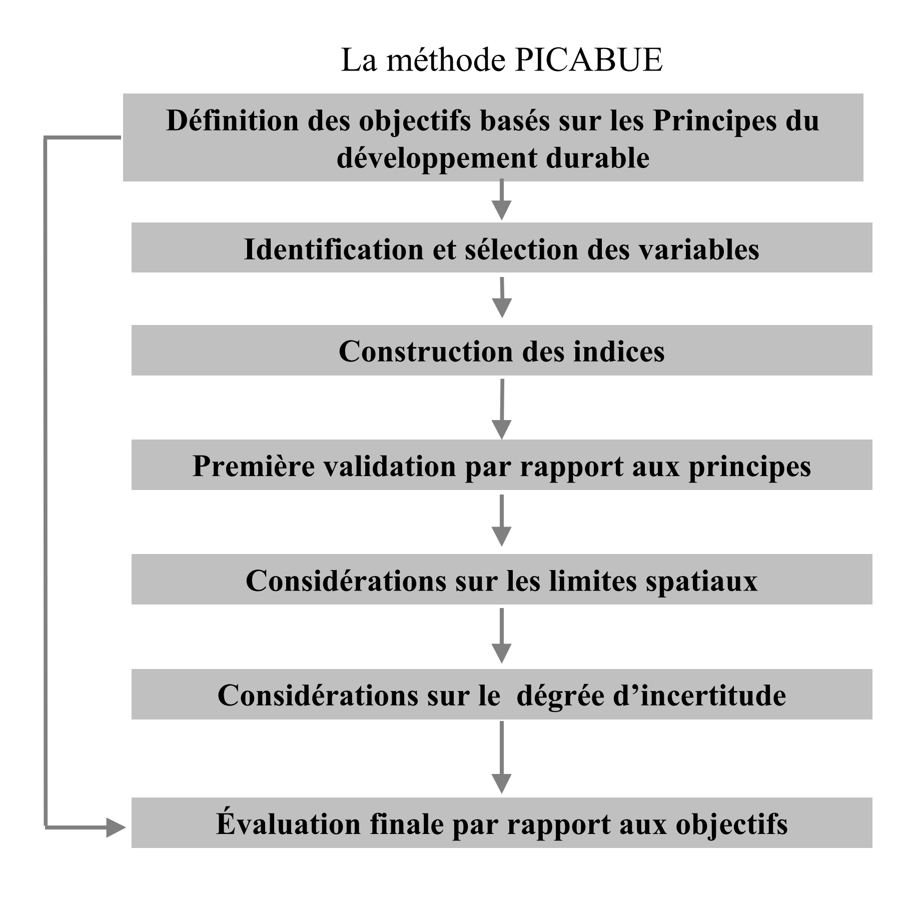


Figure 6: Les étapes de la méthode PICABUE.

La méthode PICABUE a été appliquée dans le cadre du développement d'un outil d'aide à la gestion des pesticides en France (Girardin et Bockstaller, 1997). Suite à cette application, Girardin et coll. (1999) ont proposé une version modifiée de la méthode PICABUE originelle (Tableau XII).

La première étape définit les objectifs généraux, surtout qualitatifs, les décompose en objectifs spécifiques, eux-mêmes en sous-objectifs, et ainsi de suite jusqu'à ce que les sous-objectifs soient quantifiables. La deuxième étape établit les utilisateurs des indices. Le nature des utilisateurs, depuis les gestionnaires jusqu'aux scientifiques en passant par les professionnels, détermine le niveau avec lequel l'indice doit simplifier la réalité pour la rendre compréhensible aux utilisateurs de l'indice. Les indices sont construits à la troisième étape. Ces indices peuvent être simples ou complexes suite à l'agrégation des données. Les données sous-jacentes aux indices sont obtenues par mesure directe ou indirecte ou encore par des modèles. La construction dépend de la connaissance scientifique du moment, de la disponibilité d'information sûre et des utilisateurs de l'indice pour le niveau de simplification. La quatrième étape vise à établir des valeurs de référence. Cette étape n'est pas dénuée dans certains cas de subjectivité et de négociation pour aboutir à un consensus. L'analyse de sensibilité à la cinquième étape permet d'observer le comportement de l'indice en fonction de l'étandue possible pour des valeurs de base observables. Cela permet, entre autres, de trouver les variables ayant le plus de poids sur l'indice. La sixième étape consiste à déterminer des zones de probabilité à l'intérieur desquelles l'indice peut s'interpréter. Il ne s'agit pas à proprement parler de valider l'indice, mais de définir les limites de son utilisation et de faciliter son interprétation. La septième et dernière étape a pour but de s'assurer de l'utilité de l'indice, c'est-à-dire, s'il est une aide réelle pour les utilisateurs ciblés pour connaître la réalité et pour prendre leurs décisions.

Avec surtout l'ajout des dernières étapes, la modification apportée à la méthode PICABUE formalise donc davantage les étapes de la démarche visant à s'assurer de l'utilisation et de l'intérêt des indices agroécologiques.

Tableau XII: Étapes de la construction d'indices agroécologiques

Étapes
1 – Définition des objectifs
2 – Choix des hypothèses de base (et variables directrices)
3 – Création de l'indice (agrégation des variables)
4 – Détermination de valeurs normales (ou de référence)
5 – Test de sensibilité
6 – Test de probabilité (relation entre les variables et les indices)
7 – Test d'utilité

Source : Girardin, Ph *et al* 1999

Exemple d'indices agroécologiques au Québec

Chokmani et Gallichand (1997) ont utilisé la méthode de Hamlett et coll. (1992) pour estimer la pollution potentielle d'origine agricole des eaux de surface dans la province du Québec. La méthode utilisée repose sur l'indice de pollution agricole potentielle (IPAP) qui quantifie le potentiel de pollution chimique et bactériologique que les fumures animales peuvent entraîner au niveau des eaux de surface. Les valeurs de cet indice vont de 0 à 9. La valeur 3 correspond à la situation moyenne et elle est utilisée comme valeur de référence.

Cet indice IPAP est en fait la somme pondérée de quatre indices: l'indice de ruissellement, l'indice de production de sédiments, l'indice de pollution animale et l'indice de pollution chimique. Le calcul de l'indice de ruissellement tient compte des précipitations et de la courbe du sol, elle-même fonction de la couverture végétale, et de certaines caractéristiques hydrologiques du sol. L'indice de production de sédiments est évalué selon l'équation universelle des pertes de sols en introduisant un coefficient d'exportation des sols. L'indice de pollution animale est la charge moyenne d'azote et de phosphore déposé annuellement par les déjections animales (porcs et bovins). L'indice de pollution chimique a été fixé à 0, car les auteurs ont considéré négligeables les quantités d'engrais chimiques et des pesticides appliquées sur les terres.

Les auteurs ont calculé l'indice IPAP pour les bassins versants de deux ruisseaux (Turmel et Binet) dans la région Beauce-Appalaches, importante région d'élevages caractérisée par un excédent de fumures. La valeur moyenne de l'indice était 4,61 pour le bassin Turmel et 4,80 pour le bassin Binet, ce qui correspond à des indices de pollution agricole potentielle diffuse jugés moyens. Il y avait cependant d'importantes variations de l'indice à l'intérieur des bassins (Figure 7), faisant ainsi ressortir des zones plus à risque de pollution d'origine animale.

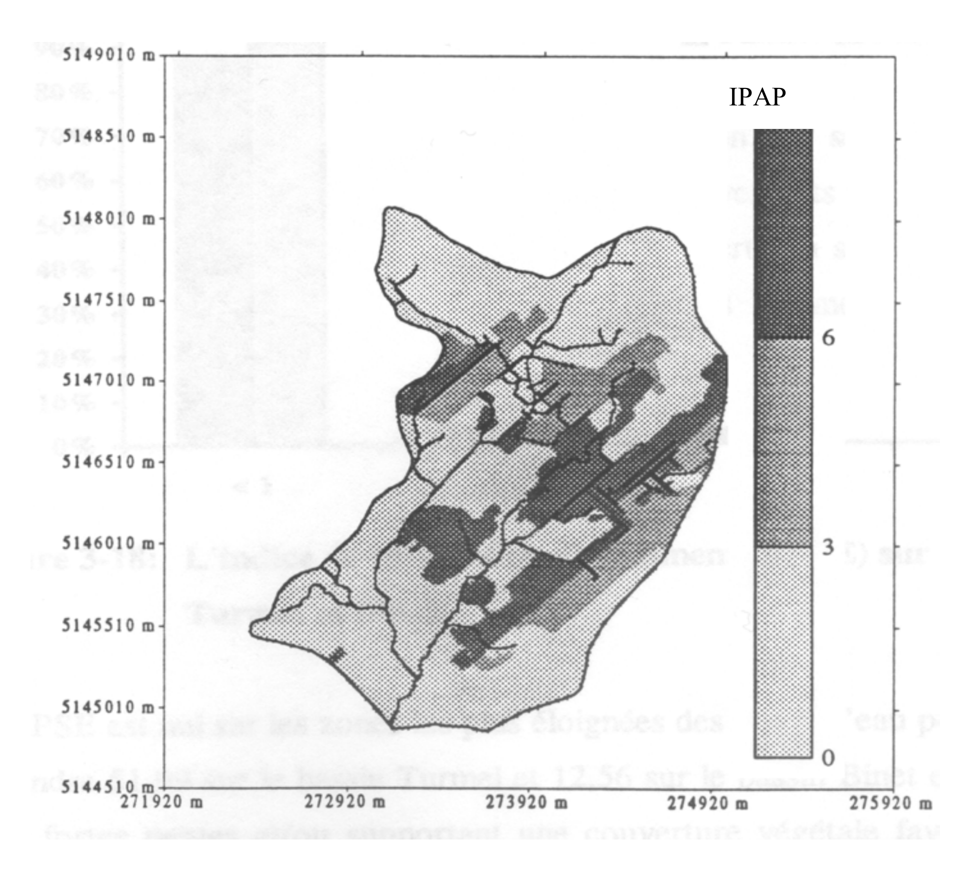


Figure 7: Indices de pollution agricole potentielle du bassin versant du ruisseau Binet, Québec

Source: Chokmani et Gallichand (1997)

Les auteurs ont aussi fait pendant 12 mois un suivi de la qualité physico-chimique et microbiologique de l'eau à l'exutoire des deux bassins. L'eau des deux ruisseaux était mauvaise pour toutes les utilisations de l'eau : eau potable, pour l'agriculture, pour la vie aquatique et pour les activités récréotouristiques. Il y a donc une divergence avec les

conclusions des indices. Selon les auteurs, la faiblesse du pouvoir prédictif de l'IPAP trouverait son origine dans certaines simplifications (application uniforme des fumures sur toutes les terres, pas d'exportation de fumures entre les fermes, transfert de tous les polluants des fumures jusqu'aux eaux de surface) ou parce que la méthode ne tient pas compte de certaines caractéristiques du transport des nutriments et des sédiments depuis les terres jusqu'au ruisseau (longueur des pentes des sols, distance entre la cellule de terre considérée et le ruisseau).

3.4. Conclusion sur les moyens de mesure de la contamination microbiologique des eaux par les productions animales

Il existe fondamentalement deux moyens de quantifier la pollution microbiologique des eaux par les productions animales: la modélisation et la construction d'indice agroenvironnemental.

La modélisation a été bien utilisée pour le déplacement de virus et de bactéries au niveau du sol ou dans le sol. Les modèles ont l'avantage de représenter assez fidèlement les mécanismes de déplacement de ces organismes. Ils ont par contre l'inconvénient d'être très spécifiques par rapport aux microorganismes ou par rapport au mode de déplacement (en surface ou en profondeur). Ils ne permettent donc pas d'avoir une mesure globale de la pollution des eaux de surface et souterraines par l'ensemble des microorganismes entéropathogènes provenant des productions animales. De plus, les modèles sont complexes et donc pas nécessairement compréhensibles par tous. Ils nécessitent aussi beaucoup de données qui ne sont pas forcément disponibles en dehors de conditions très spécifiques.

Les indices agroécologiques respectent eux aussi les connaissances sur la problématique, mais sans chercher à représenter les mécanismes biologiques spécifiques. Ils permettent de ce fait de traiter des problèmes complexes sans en connaître le fonctionnement détaillé. En corollaire, les indices ne permettent pas de comprendre davantage la réalité. Par contre, ils ont une orientation définitivement pragmatique dans leur utilité finale (aide à la gestion) qui se reflète dans leur construction (limitée par les

données disponibles). Cet avantage sur la modélisation est particulièrement important par rapport à l'objectif poursuivi dans l'obtention d'un moyen de mesure de la pollution microbiologique des eaux par les productions animales.

4. Indices de pression hygiénique animale

Compte tenu de la complexité de la problématique, compte tenu des limites de la modélisation de la contamination microbiologique des eaux par les productions animales, et compte tenu de l'objectif pragmatique poursuivi, nous proposons de nouveaux indices de densité animale régionale basée sur le risque lié aux maladies entériques à caractère zoonotique. Nous les avons appelés «indices de pression hygiénique animale».

Pour développer ces indices nous avons suivi les trois premières étapes de la méthode PICABUE modifiée appliquée cette fois, non pas à des polluants chimiques, mais à des polluants microbiologiques. Nous sommes partis de la problématique générale des maladies entériques et du rôle particulier des productions animales dans la contamination des eaux de surface et des eaux souterraines par des bactéries entéropathogènes par l'intermédiaire des fumures biologiques épandues sur les terres agricoles.

4.1. Définition des objectifs

Le développement de ces indices s'inscrit dans la problématique des maladies entériques zoonotiques, donc transmises des animaux à l'homme. Plus précisément, il est fondamentalement orienté par le risque de transmission indirecte des bactéries entéropathogènes des animaux d'élevage à l'homme. Selon l'épidémiologie générale de cette transmission, celle-ci se fait surtout par l'intermédiaire d'eau de surface ou d'eau souterraine contaminée suite à l'épandage des fumures sur les terres agricoles.

Il y aura des indices de pression hygiénique animale pour chaque espèce de bactéries entéropathogènes afin de tenir compte des différences entre espèces bactériennes quant à leur pouvoir pathogène, à leur prévalence chez les animaux domestiques, à leur capacité de survie dans le milieu externe et à leur capacité de diffusion dans les eaux. De plus, des espèces différentes de microorganismes réagissent de façon parfois inverse aux mêmes conditions extérieures. Une condition défavorable pour une espèce peut ne pas affecter, voire favoriser, une autre espèce. Un outil spécifique pour chaque bactérie

entéropathogène zoonotique rend possible la gestion plus ciblée et plus efficace de chaque maladie entérique.

Il y aura des indices de pression hygiénique animale différents pour la contamination des eaux de surface et pour la contamination des eaux souterraines afin de respecter les différences entre les eaux de surface et les eaux souterraines quant à la diffusion des bactéries entéropathogènes. De plus, cela permet de cibler chacune des populations humaines différentes en matière de risque lié aux maladies entériques: les populations rurales et les populations urbaines. En effet, en milieu rural, l'eau d'abreuvement provient de la nappe phréatique grâce à des puits individuels ou communautaires. Au contraire, dans les villes et les villages importants, l'eau d'abreuvement est généralement pompée d'une rivière ou d'un lac, puis elle est traitée dans les usines de filtration avant d'être acheminée aux habitations par le système de distribution de l'eau potable de la municipalité. Un outil spécifique pour chaque type d'eau (surface et profondeur) rend possible la gestion plus ciblée et plus efficace des maladies entériques dans chaque groupe de population humaine.

L’unité géographique de base sera le site agricole, c’est-à-dire l’ensemble des bâtiments d'élevage localisés dans un même lieu ET les terres sur lesquelles le producteur épand les fumures issues des productions animales de ces bâtiments là. Les indices de pression hygiénique animale de tous les sites d'élevage d’une même région seront additionnés pour avoir l’indice de la région. Ce choix de l’unité de lieu permettra aussi ultérieurement l’intégration de ces indices de pression hygiénique animale à un système d’information géographique orienté vers la santé humaine. Les régions pourront être définies ultérieurement en fonction des découpages des autres systèmes d'information géographique dans lesquels ils seront intégrés.

Il n'y avait pas de contrainte initiale concernant l'unité de temps pour les données entrant dans la construction du modèle. Néanmoins, les indices devaient pouvoir être calculés sur une période d’un an pour éviter les effets saisonniers d’épandage des fumures et donc de contamination des eaux.

Les informations intégrées dans les indices de pression hygiénique animale devront être déjà disponibles de façon simple et rapide. Ceci permettra l'utilisation des indices dès la fin de leur développement.

4.2. Attributs, variables et hypothèses

Suite à l'analyse exhaustive de la problématique de la contamination microbiologique des eaux par les productions animales (Voir section 2), nous avons identifié cinq attributs, les trois premiers relatifs aux animaux et les deux derniers au sol (Figure 8).

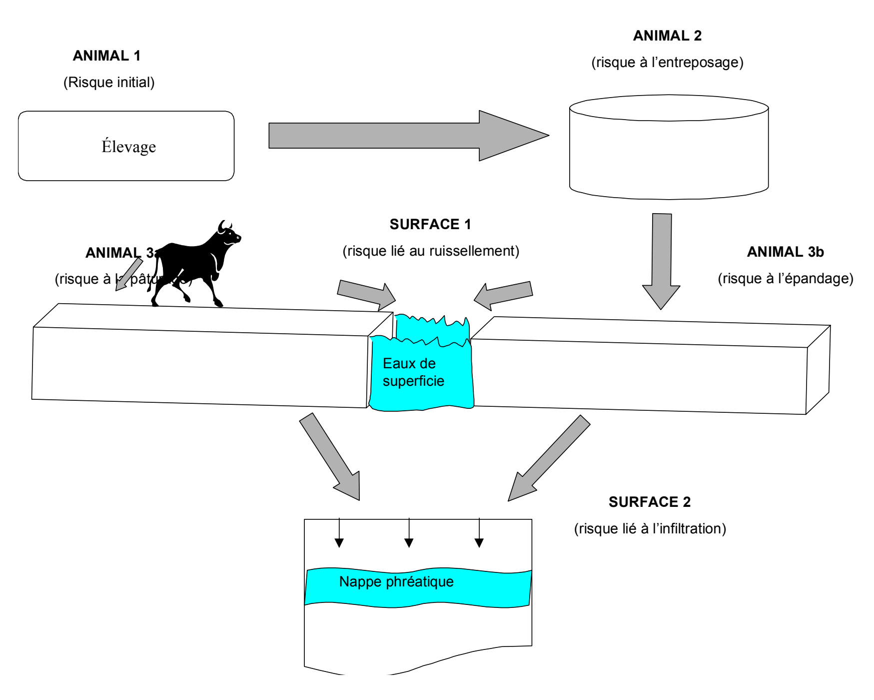


Figure 8: Attributs composant les indices de pression hygiénique animale

Ensuite, pour chacun des attributs nous avons sélectionné les variables qui allaient entrer dans la construction des indices. Les critères de choix des variables étaient:

1. l'importance de la variable compte tenu des connaissances basées sur la littérature,

2. la disponibilité des valeurs ou données locales, c'est-à-dire dans le contexte québécois, pour la variable compte tenu de la littérature scientifique ou d'études locales.

Quarante-neuf variables ont d'abord été sélectionnées, puis, après une seconde étape, nous en avons retenues 29 (Tableau XIII). Nous avons vérifié auprès de différentes sources d'information au Québec, en Ontario et aux États-Unis que les variables sélectionnées avaient été effectivement déjà mesurées ou estimées. Dans notre vérification de la disponibilité des données pertinentes, nous n'avons pas tenu compte des éventuels coûts d'obtention, ni des éventuelles restrictions à l'accessibilité des données.

Pour chacun des attributs, nous avons enfin émis des hypothèses de base devant servir à développer les indices de pression hygiénique animale (Tableau XIV). Ces hypothèses de base sont conformes aux connaissances actuelles ou simplifient des éléments mal connus de l'épidémiologie des maladies entériques zoonotiques transmises par l'eau contaminée.

Tableau XIII: Variables sélectionnées pour la construction des indices de pression hygiénique animale

Attributs	Variables
Charge initiale des bactéries entéropathogènes à la ferme	– espèce animale – nombre d'animaux – âge des animaux – type d'entreprise (bovins de boucherie, bovins laitiers, naisseur, naisseur-finisseur, etc.) – prévalence des bactéries entéropathogènes chez les animaux (par espèce) – taux d'excrétion des bactéries pathogènes dans les matières fécales – volume quotidien de déjections – nombre d'animaux sur les pâturages – période de séjour sur les pâturages – dose épandue par application
Survie durant l'entreposage	– type d'entreposage (liquide ou solide) – température (saison) – durée d'entreposage – type de structure et régie (fosse ou amas, avec ou sans brassage, retournement) – coefficient de décroissance exponentielle dans les fumures (survie)
Survie au niveau du sol	– type de sol – surface de pâturage et d'épandage – période d'épandage (mois) – température (saison) – intervalle de temps entre les pluies – coefficient de décroissance exponentielle au sol (survie)
Déplacement sur le sol (ruissellement)	– type de sol – coefficient de ruissellement – type d'épandage (arrosage ou incorporation) – précipitations (mois d'épandage) – charge en microorganismes ayant ruisselé
Diffusion dans le sol (percolation)	– type de sol – coefficient d'infiltration de l'eau – travail du sol (labour) – drainage souterrain artificiel – charge en microorganismes ayant percolé

Tableau XIV: Attributs et hypothèses de base pour la construction des indices de pression hygiénique animale.

Attributs	Hypothèses
Charge initiale des bactéries entéropathogènes à la ferme	– est uniforme dans les troupeaux – est uniforme dans la province – est uniforme au cours de l'année
Survie durant l'entreposage	– est uniforme d'octobre à mai – dépend surtout de la saison, du type de structure d'entreposage et de l'espèce bactérienne – est plus longue en condition d'anaérobiose, d'octobre à mai et dans les cas d'ajout continu de fumure
Survie au niveau du sol	– dépend surtout de la saison, du type de sol et de l'espèce bactérienne – est plus grande dans des conditions humides et plutôt froides – dépend de l'intervalle de temps entre deux pluies
Déplacement sur le sol (ruissellement)	– varie avec le volume de pluie qui ruisselle – le ruissellement varie selon les caractéristiques du sol – est minime quand la fumure est incorporée au sol
Diffusion dans le sol (percolation)	– varie selon le volume de pluie qui s'infiltre dans le sol – la percolation bactérienne varie selon les caractéristiques du sol – les labours et le drainage souterrain éliminent la percolation microbienne – est minime pour les fumures solides

4.3. Construction des indices

L'agrégation des variables en attributs et ceux-ci en indices a été faite de façon multiplicative. Elle a aussi été faite conformément aux objectifs des indices et aux hypothèses de base. Les calculs sont proposés pour être faits séparément pour chaque espèce de bactéries entéropathogènes.

Premier attribut

L'indice simple pour la charge bactérienne à la ferme est le suivant:

Equation 2 $$Animal1 = Vjp \times \Pr \times An \times C_{ex}$$

avec

Vjp = Volume (en ml) journalier de fumier produit par chacune des quatre catégories d’animaux (bovin laitier, bovin de boucherie, porcs, volailles),
Pr = Prévalence d’animaux excréteurs de la bactérie entéropathogène,
An = Nombre d’animaux-année de chaque catégorie,
C_{ex} = Charge de bactéries pathogènes excrétées par ml de matières fécales.

Le calcul de ce premier attribut se fait séparément pour chaque catégorie d'animaux pour tenir compte de leur association avec la spécialisation et la taille des élevages (nombre d'animaux-année), avec la physiologie digestive (volume journalier de fumier) et avec l'épidémiologie des bactéries entéropathogènes zoonotiques (prévalence intra-troupeau, charges bactériennes).

Deuxième attribut

Pour le deuxième attribut animal, la survie des bactéries entéropathogènes durant l’entreposage, nous avons considéré que les structures de pré-fosse et de fosse se comportaient comme un tout. Comme en réalité, les matières fécales sont régulièrement ajoutées dans ces structures d'entreposage, nous avons utilisé l'intégrale de la fonction exponentielle décroissante proposée par Chick pour y représenter la survie bactérienne au cours du temps depuis le début jusqu'à la fin de la période d'entreposage:

Equation 3

$$Animal2 = \int_0^t e^{(-ke \times t)} dt$$

avec
ke = coefficient de survie à l’entreposage, défini selon l’espèce bactérienne, le type d’entreposage (liquide ou solide), la température (de la saison d’entreposage) et le type de structure et sa régie (fosse, amas sans brassage, amas avec brassage, retournement), et
t = temps d’entreposage.

Le calcul de ce deuxième attribut se fait toujours séparément pour chaque catégorie d'animaux, ce qui permet de tenir compte de l'association de l'espèce domestique avec des caractéristiques des élevages (type, structure et régie de l'entreposage).

Une analyse de l'équation (3) montre que l'évolution de la charge bactérienne durant l'entreposage varie selon la valeur du coefficient ke. Si ce coefficient vaut 0,7, la charge bactérienne finale sera semblable à celle déposée initialement. Si ce coefficient est plus grand que 0,7, la charge bactérienne diminue au fil du temps, car la décroissance n'est pas compensée par l'ajout de matières fécales riches en bactéries. Si ce coefficient est inférieur à 0,7, l'ajout de nouvelles bactéries fait plus que compenser la décroissance bactérienne jusqu'à un certain niveau de charge bactérienne qui reste stable dans le temps (Figure 9).

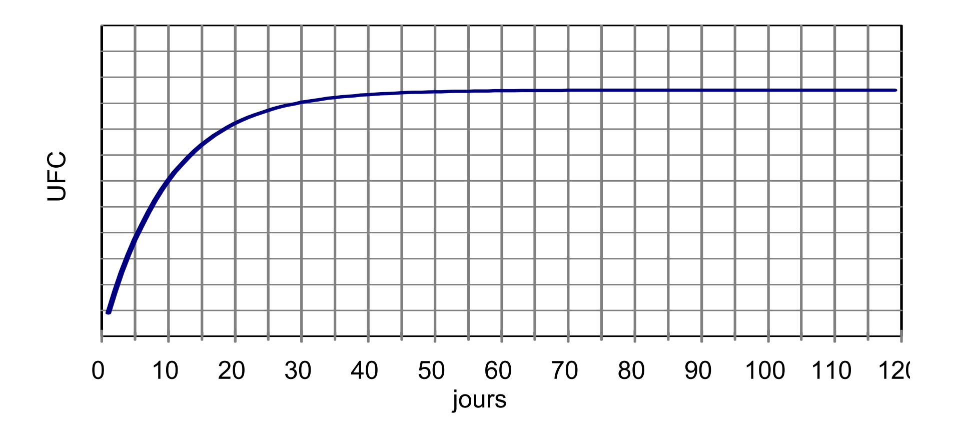


Figure 9: Courbe de survie des bactéries entéropathogènes durant l'entreposage alimenté régulièrement par des matières fécales (selon l'équation 2 pour k< 0,7)

L'analyse de l'équation (3) montre aussi qu'au-delà de 60 jours d'entreposage une certaine situation d'équilibre est atteinte, si bien que des durées d'entreposage plus longues modifie peu la valeur de cet attribut.

Troisième attribut

Pour la survie au niveau du sol, nous avons traité séparément le cas des pâturages et celui des épandages mécaniques après entreposage.

Nous avons considéré les pâturages comme des surfaces où il y avait épandage constant entre la mi-mai et la mi-octobre. Aussi la période totale pour la survie au sol dans ce cas-ci s'étend sur 150 jours au maximum. L'indice pour la survie au sol dans le cas de pâturage est le suivant:

Equation 4 $$Animal3a = \int_{t=0}^{t=ipp} e^{-ks \times t} dt \quad \textbf{(4)}$$

avec

ks = le coefficient de survie au sol, défini selon l'espèce de bactérie enteropathogène, le type de sol et la saison (température et humidité),

t = le temps de séjour au pâturage,

ipp = l'intervalle entre deux pluies consécutives durant la saison de pâturage (jours).

L'intervalle de temps entre deux pluies est un facteur important, mais l'information à ce sujet est peu disponible. On peut prendre la valeur moyenne pour la période visée, ici de la mi-mai à la mi-octobre. On peut aussi utiliser des valeurs arbitraires inférieures ou égales à 1, ce qui correspondrait à la pire des situations, celle où il pleuvrait dans les 24 heures suivant l'épandage.

Dans le cas d'épandage mécanique après entreposage, la survie au niveau du sol vaut:

Equation 5 $$Animal3b = \int_{t=0}^{t=ipe} F_E \times e^{-ks \times t} dt$$

avec

F_E = la fraction du fumier épandue sur la surface donnée,

ks = le coefficient de survie au sol, défini selon l'espèce de bactérie enteropathogène, le type de sol et la saison (température et humidité),

ipe = l'intervalle de temps entre le moment de l'épandage et la prochaine pluie (jours).

Selon le Portrait agroenvironnemental des fermes porcines du Québec (GREPA, 1996), la fraction de fumier entreposée de l'automne au printemps et épandue en mai est de 53 %. Nous avons estimé qu'il valait 55 % pour les bovins.

Quatrième attribut

Les indices relatifs au déplacement des bactéries entéropathogènes sur le sol (ruissellement) jusqu'aux eaux de surface sont les suivants:

dans le cas des pâturages

Equation 6 $$Surface1a = \left(\frac{\frac{Mr}{Sr}}{Pls \times Cr} \right)$$

dans le cas d'épandage

Equation 7 $$Surface1b = \left(\frac{\frac{Mr}{Sr}}{Pl \times Cr} \right) \times In$$

avec

Mr = la proportion des micro-organismes qui pourront atteindre les eaux de surface par ruissellement (%),

Sr = la surface réceptrice de l'épandage ou pâturage (ha),

$Pl =$ la précipitation moyenne régionale dans le mois de l'épandage (mm),

$Pls =$ la précipitation moyenne régionale dans la période de pâturage (mm),

Cr = le coefficient de ruissellement selon le type de sol de la surface,

In = la présence ou l'absence d'incorporation du fumier au sol lors de l'épandage.

Les variables Pl et Cr ont été laissées sous forme de dénominateur pour indiquer qu'elles caractérisent la fragilité de la surface agricole.

Cinquième attribut

Les indices relatifs à la diffusion des bactéries entéropathogènes dans le sol jusqu'aux eaux souterraines sont les suivants:

dans le cas des pâturages

Equation 8 $$Surface\,2a = \left(\frac{Mi}{\frac{Sr}{Pls \times Ci}} \right) \times D$$

dans le cas d'épandage

Equation 9 $$Surface\,2b = \left(\frac{Mi}{\frac{Sr}{Pl \times Ci}} \right) \times D \times L$$

avec

Ci = le coefficient d'infiltration d'eau selon le type de sol de la surface,

Mi = la proportion des micro-organismes qui pourront atteindre les eaux souterraines,

D = la présence ou l'absence de drainage souterrain,

L = la présence ou absence de labour du sol antérieur à l'épandage,

les autres paramètres étant identiques à Surface1.

4.4. Indices de pression hygiénique animale

Les indices précédemment construits sont agrégés pour définir les indices de pression hygiénique animale (IPHA). À cette étape, nous avons considéré séparément les eaux de surface et les eaux souterraines. Nous avons aussi gardé distinct le cas des pâturages de celui des surfaces agricoles où les fumures sont épandues après entreposage.

Voici les différents indices proposés:

Equation 10

$$\text{IPHA eaux de surface (pâturage)} = \sum_{entreprise} \sum_{espèce\ animale} \log\left(Animal1 \times Animal3a \times Surface1a \right)$$

Equation 11

$$\text{IPHA eaux de surface (épandage)} = \sum_{entreprise} \sum_{espèce\ animale} \log\left(Animal1 \times Animal2 \times Animal3b \times Surface1b \right)$$

Equation 12

$$\text{IPHA eaux souterraines (pâturage)} = \sum_{entreprise} \sum_{espèce\ animale} \log\left(Animal1 \times Animal3a \times Surface2a \right)$$

Equation 13

$$\text{IPHA eaux souterraines (épandage)} = \sum_{entreprise} \sum_{espèce\ animale} \log\left(Animal1 \times Animal2 \times Animal3b \times Surface2b \right)$$

La transformation logarithmique a été utilisée pour des raisons d'échelle des valeurs.

Pour évaluer la pression hygiénique globale, il faut additionner l'indice pour les eaux de surface et celui pour les eaux souterraines. Néanmoins, il existe des situations pour lesquelles l'indice pour les eaux souterraines est pratiquement nul, car il n'y a pas vraiment de diffusion des bactéries dans le sol jusqu'aux eaux souterraines. Il s'agit en particulier des cas suivants: drainage souterrain, labour avant épandage, épandage uniquement de fumier solide sur des surfaces non drainées.

4.5. Exemple de calcul d'indices de pression hygiénique animale

À titre d'exemple, les indices de pression hygiénique animale proposés ont été calculés pour neuf zones de recensement parmi les comtés de Verchères, le long du fleuve Saint-Laurent, et de Saint-Hyacinthe, région de production animale intensive au Québec

(Figure 10). Ces régions ont été choisies à cause de la disponibilité des informations nécessaires, notamment au niveau du sol.

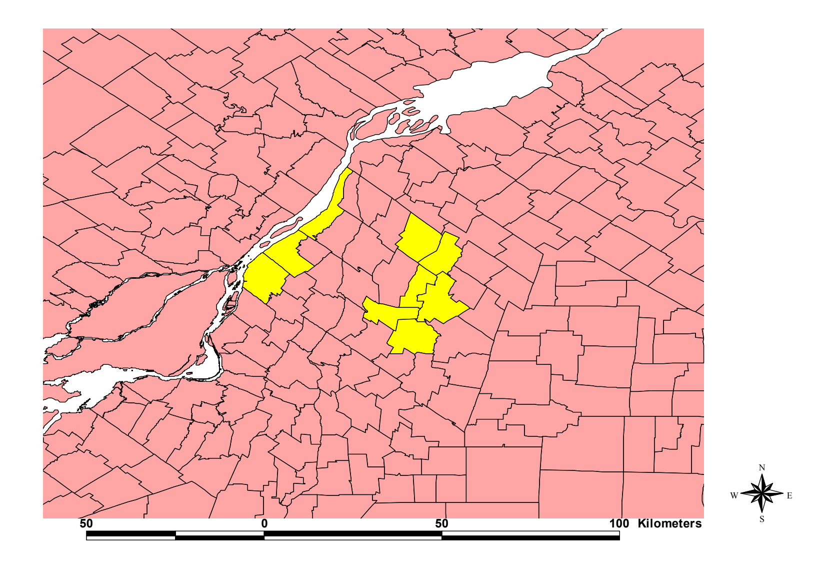


Figure 10: Localisation des deux comtés agricoles du Québec dont les indices de pression hygiénique animale ont été calculés

L'espèce bactérienne ciblée était *Campylobacter spp*. Les calculs ont été faits séparément pour les bovins, dans le cas d'épandage de fumier et dans le cas de pâturage, et pour les porcs (épandage de lisier). L'épandage considéré était celui du printemps.

Pour cet exemple, les calculs ont été effectués à l'échelle de la zone de recensement, et non pas au niveau de chaque site agricole, car les informations n'étaient pas directement ou rapidement disponibles au niveau des sites. Les données spécifiques à ces zones ont été obtenues des sources suivantes:

- recensement agricole de Statistique Canada (1996) pour le dénombrement des populations animales, l'utilisation du sol (culture, pâturage) et l'épandage des fumures,
- rapport de Cluis et coll. (1994) pour les volumes de déjections animales,

- rapports d'études pédologiques pour les caractéristiques du sol (Étude pédologique du comté de Saint-Hyacinthe, 1991; Étude pédologique du comté de Verchères, 1990) et
- normales climatologiques du Ministère canadien de l'environnement pour le régime des précipitations.

Compte tenu du niveau des calculs, c'est-à-dire la zone au lieu de chaque site, diverses approximations ont été utilisées. Les volumes totaux de fumure produits annuellement par espèce animale ont été estimés à partir des valeurs moyennes de production de déjections (Cluis et coll., 1994) multipliés par le nombre d'animaux dénombrés par Statistique Canada (Recensement agricole, 1996). Un seul type de sol a été considéré pour chaque zone. Il s'agissait du type de sol prédominant dans la zone. La pluviosité a été la moyenne du mois de mai dans le cas des épandages, tandis qu'elle était la moyenne des mois de mai à octobre dans le cas des pâturages. L'intervalle de temps entre deux pluies consécutives a été fixé à trois jours. Le fumier déposé par les bovins sur les pâturages a été considéré uniformément réparti sur toute la surface. L'exemple ne tient pas compte du drainage, ni des méthodes d'épandage (incorporation au sol).

Le Tableau XV résume les valeurs utilisées dans les équations des attributs qui composent les indices, tandis que le tableau suivant présente les valeurs des attributs et des indices obtenus. Cet exemple nous illustre des valeurs possibles pour les indices, avec leurs variations selon les espèces animales, les zones et l'utilisation des terres (pâturages ou cultures). À vue d'oeil, il ne semble pas y avoir de relation linéaire très forte entre les indices et les charges animales (UA).

Tableau XV: Valeurs des paramètres agroenvironnementaux utilisées pour les calculs des indices de pression hygiénique animale dans deux comtés au Québec

	Comté de Verchères			Comté de Saint-Hyacinthe					
	Varennes	Verchères	Contrecœur	Saint-Jude	St-Barnabé Sud	St-Thomas d'Aquin	Saint-Hyacinthe	Ste-Marie Madeleine	St-Damase
Volume de fumier bovin produit * (ml)	4.70 E+07	5.50 E+07	1.24 E+06	5.00 E+07	5.60 E+07	4.00 E+05	2.00 E+10	3.80 E+10	1.60 E+08
Prévalence Campylobacter bovin	0.44	0.44	0.44	0.44	0.44	0.44	0.44	0.44	0.44
Taux d'excrétion bovin (par ml de fèces)	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000
Volume de lisier porc produit * (en ml)	0	0	0	9.60 E+07	8.80 E+07	1.50 E+06	2.24 E+11	0	4E+10
Prévalence Campylobacter porc	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9
Taux d'excrétion porc (par ml de fèces)	10000	10000	10000	10000	10000	10000	10000	10000	10000
Temps d'entreposage (j)	240	240	240	240	240	240	240	240	240
Coef. de survie lors de l'entreposage (k)	0.096	0.096	0.096	0.096	0.096	0.096	0.096	0.096	0.096
Type de sol	argile limon	argile limon	argile limon	loam limon	loam limon	loam limon	loam limon	loam limon	loam limon
Température moyenne en mai (°C)	12.1	12.1	12.1	13.4	13.4	13.4	13.4	13.4	13.4
Coef. de survie après épandage au sol (k)	0.34	0.34	0.34	0.63	0.63	0.63	0.63	0.63	0.63
Intervalle entre deux pluies (j)	3	3	3	3	3	3	3	3	3

* valeur annuelle moyenne des fermes de la zone

suite page suivante

Tableau XV (suite)

	Comté de Verchères			Comté de Saint-Hyacinthe					
	Varennes	Verchères	Contrecœur	Saint-Jude	St-Barnabé Sud	St-Thomas d'Aquin	Saint-Hyacinthe	Ste-Marie Madeleine	St-Damase
Proportion de fumure entreposée (sep-mai) qui sera épandue – porc	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53
Proportion de fumure entreposée (sep-mai) qui sera épandue – bovin	0.55	0.55	0.55	0.55	0.55	0.55	0.55	0.55	0.55
Proportion de Campylobacter qui pourront atteindre les eaux de surface par ruissellement (Mr)	0.01	0.01	0.01	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06
Proportion de Campylobacter qui pourront atteindre les eaux souterraines par infiltration (Mi)	0.001	0.001	0.001	0.006	0.006	0.006	0.006	0.006	0.006
Surface épandue lisier	0	0	0	364	105	84	56	329	0
Surface épandue fumier bovin	151	325	133	404	839	236	653	177	537
Surface pâturage	292	228	253	323	124	42	71	147	2268
Coefficient de ruissellement	0.1	0.1	0.1	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3
Coefficient d'infiltration	0.9	0.9	0.9	0.7	0.7	0.7	0.7	0.7	0.7
Précipitation moyenne en (mm)	80.1	80.1	80.1	79.7	79.7	79.7	79.7	79.7	79.7
Précipitation moyenne mai à octobre (mm)	80	80	80	89.8	89.8	89.8	89.8	89.8	89.8

Tableau XVI: Valeurs des indices de pression hygiénique animale calculés pour deux régions agricoles du Québec et charge animale traditionnelle

	Comté de Verchères			Comté de Saint-Hyacinthe					
	Varennes	Verchères	Contrecœur	Saint-Jude	St-Barnabe Sud	St-Thomas d'Aquin	Saint-Hyacinthe	Ste-Marie Madeleine	St-Damase
Valeurs calculées des attributs									
Animal1 (bovin)	2.07 E+10	2.42 E+10	5.46 E+08	2.2 E+10	2.46 E+10	1.76 E+08	8.8 E+12	1.67 E+13	7.04 E+10
Animal1 (porc)	0	0	0	8.64 E+11	7.92 E+11	1.35 E+10	2.02 E+15	0	3.6 E+14
Animal2	10.417	10.417	10.417	10.417	10.417	10.417	10.417	10.417	10.417
Animal3a (bovin pâturage)	1.881	1.881	1.881	1.348	1.348	1.348	1.348	1.348	1.348
Animal3b (bovin épandage)	1.034	1.034	1.034	0.741	0.741	0.741	0.741	0.741	0.741
Animal3b (porc épandage)	0.997	0.997	0.997	0.714	0.714	0.714	0.714	0.714	0.714
Surface1a (bovin pâturage)	2.74E-04	3.51E-04	3.16E-04	5.00E-03	1.30E-02	3.85E-02	2.28E-02	1.10E-02	7.13E-04
Surface1b (bovin épandage)	5.30E-04	2.46E-04	6.02E-04	3.55E-03	1.71E-03	6.08E-03	2.20E-03	8.11E-03	2.67E-03
Surface1b (porc épandage)	0	0	0	3.94E-03	1.37E-02	1.71E-02	2.56E-02	4.36E-03	0.00 E+00
Surface2a (bovin pâturage)	2.47E-04	3.16E-04	2.85E-04	1.17E-03	3.04E-03	8.98E-03	5.31E-03	2.57E-03	1.66E-04
Surface2b (bovin épandage)	4.77E-04	2.22E-04	5.42E-04	8.29E-04	3.99E-04	1.42E-03	5.13E-04	1.89E-03	6.23E-04
Surface2b (porc épandage)	0	0	0	9.20E-04	3.19E-03	3.99E-03	5.98E-03	1.02E-03	0
Indices calculés bovins – épandage de fumier									
IPHAs (bovin épandage)	8.07	7.81	6.55	8.78	8.51	6.92	11.17	12.02	9.16
IPHAp (bovin épandage)	8.01	7.75	6.49	8.13	7.86	6.27	10.53	11.37	8.51
Charge (UA/ha)	3,55	1,9	1,7	1,6	0,7	0,6	0,73	3,7	0,39
Indice calculé bovins – pâturage									
IPHAs (bovin pâturage)	7.03	7.20	5.51	8.17	8.64	6.96	11.43	11.39	7.83
Charge (UA/ha)	0,013	0,02	0,007	0,01	0,04	0,03	0,05	0,033	0,0007
Indice calculé porcs – épandage de lisier									
IPHAp (porc épandage)	0.00	0.00	0.00	9.77	10.27	8.60	13.95	0.00	0.00
Charge (UA/ha)	0	0	0	2,2	5,9	5,31	1,2	0	0

5. Conclusion et recommandations

Des indices de pression hygiénique animale ont été développés selon la méthode PICABUE modifiée dans le contexte de la transmission des maladies entériques zoonotiques des animaux d'élevage à l'homme par l'intermédiaire de la contamination des eaux de surface et souterraines à partir des déjections animales épandues sur les terres agricoles.

Les étapes pour terminer ce travail de développement d'indices agroécologiques conformément à la méthode PICABUE modifiée sont les suivantes:

- valider de façon empirique les indices,
- faire l'analyse de la sensibilité des indices, et
- vérifier l'utilité des indices par rapport à l'objectif principal.

La validation des indices sera empirique et elle se fera en déterminant l'association entre leurs valeurs calculées pour plusieurs zones géographiques et les mesures directes de contamination des eaux de surface et des eaux souterraines par les bactéries entéropathogènes. Les valeurs obtenues pour différentes espèces animales, différents microorganismes et différentes régions permettront aussi de fixer les valeurs normales et les valeurs de référence. Ces valeurs permettront aussi de déterminer les limites en dehors desquelles les indices reflètent trop mal la réalité pour être utiles. Cette validation nécessitera l'obtention de certaines informations. Cela permettra d'évaluer l'applicabilité des indices proposés par rapport à leurs besoins en information.

L'analyse de sensibilité se fera par simulation en introduisant différentes valeurs des variables de base. L'intervalle limitant les possibilités des valeurs pour chaque variable sera déterminé par la distribution de cette variable ou de façon plus empirique selon la littérature ou les connaissances des experts.

L'utilité des indices sera fondamentalement évaluée en deux temps. Dans un premier temps, il s'agira de s'assurer qu'il existe bien une association entre ces indices à l'incidence des maladies entériques zoonotiques. Si tel est le cas, l'outil devra être mis à la disposition des gestionnaires en santé publique et en production animale. Dans un second temps alors, il conviendra de s'assurer que ces gestionnaires utilisent bien les indices dans le cadre leur travail et que cela les aide à prendre les décisions. À ce stade, il sera certainement intéressant et utile d'avoir intégré les indices proposés dans un modèle multicritères d'aide à la décision.

6. Bibliographie

Abu-Ashour, J. , Joy, D. M., Lee, H., Whiteley, H.R. and Zelin, S.(1994), Transport of microorganisms through soil. Water, air and soil pollution, 75, p 141-158.

Abu-Ashour, J., Joy, D.M., Lee, H., Whiteley, H.R. and Zelin, S. (1998), Movement of bacteria in unsaturated soil columns with macropores,Transactions of the ASAE, 41 (4): 1043-1050.

Ackers, M-L., Mahon, B.E., Leahy, E., Goode, B., Damrow, T., Hayes, P.S., Bibb, W.F., Rice, D.H., Barrett, T.J., Hutwagner, L., Griffin, P.M. and Slutsker, L. (1998), An outbreak of Escherichia coli O157:H7 infections associated with leaf lettuce consumption, The journal of infectious diseases, 177, p 1588-1593

Addiscott, T.M. and Whitmore, A.P. (1991), Simulation of solute leaching in soils of differing permeabilities, Soil use and management, 7 (2), p 94-102.

Armstrong, G.L. , Hollingsworth, J. and Moris Jr., J.G. (1996), Emerging foodborne pathogens: Escherichia coli O157:H7 as a model of entry of a new pathogen into the food supply of the developped world, Epidemiologic reviews, 18 (1), p 29-51.

Atkinson, C.F., Jones, D.D. and Gauthier, J.J. (1995), Biodegradability and microbial activities during composting of poultry litter, Poultry Science, 75, 608-617.

Aulicino, F.A., Colombi, A., Calcaterra, E., Carere,M., Mastrantonio, A. and Orsini, P. (1998), Microbiological and chemical quality of sludges from domestic wastewater plants, International Journal of Environmental Health Research, 8, 137-144.

Baggesen, D.L., Wegener, H.C., Bager, F., Stege, H. and Christensen, J. (1996), Herd prevalence of Salmonella enterica infections in Danish slaughter pigs determined by microbiological testing, Preventive Veterinary Medicine, 26, p 201-213.

Barbé, D.E. and Francis, J.C. (1995) An analysis of seasonal fecal coliform levels inthe Tchefuncte River, Water Resources Bulletin, 31 (1) 141-146

Barbé, D.E., Francis, J.C. and Gunta, M. (1999) Modeling microbial levels using precipitation data and seasonal analysis, J. Environ. Sci. Health, A34 (3): 507-527.

Barnett, G.M. (1991) Deleterious effects of animal manure, in: Proceedings of the National Workshop on land application of animal manure, Le Conseil de recherches agricoles du Canada, p. 55-84, Ottawa, Ontario, Canada.

Barrington, S.F. (1991), Characteristics of livestock manures, Proceedings of the National Workshop on land application of animal manure, Ottawa, Ontario, June 11-12, 1991, Le Conseil de recherches agricoles du Canada, 19-35

Baveye, Ph. And Boast, C.W. (1999) Physical scales and spatial predictability of transport processes in the environment Assessment of non-point source pollution in the vadose zone geophysical monograph 108; 261-280.

Baxter-Potter, W.R. and Gilliland, M.W. (1988) Bacterial pollution in runoff from agricultural lands, J. Environ. Quality, 17 (1): 27-34.

Beckers, H.J. (1987) Public health aspects of microbial contaminants in food, The veterinary quarterly, vol 9 (4), 343-347.

Benoit, P., Cluis, D., Laberge, C., Mamouny, K. et Marcoux, A. (1992) Mise au point de méthodes uniformisées de caractérisation des effluentes d'élevage, Ministère de l' Environnement du Québec, Symposium sur la recherche et le développement en gestion environnementale des effluents d'élevage au Québec, 9 et 10 septembre 1992, Sainte-Foy, 444 pages 97-112.

Berends, B.R., Urlings, H.A.P., Snijders, J.M.A. and Van Knapen, F. (1996) Identification and quantification of risk factors in animal management and transport regarding Salmonella spp. In pigs International Journal of Food Microbiology, 30, 37-53.

Berndtson, E., Emanuelson, U., Engvall, A., Danielsson-Tham, M.-L. (1996a) A 1-year epidemiological study of campylobacters in 18 Swedish chicken farms, Preventive Veterinary Medicine, 26, 167-185.

Berndtson, E., Danielsson-Tham, M.-L. and Engvall, A. (1996b) Campylobacter incidence on a chicken farm and the spread of Campylobacter during the slaughter process, International Journal of Food Microbiology, 32, 35-47.

Bertrand, R.A. (1991) Methods and times of manure application, Proceedings of the National Workshop on land application of animal manure, Ottawa, Ontario, Canada, p. 49-54.

Beutin, L. , Knollmann-Schanbacher, G., Rietschel, W. and Seeger, H. (1996) Animal reservoirs of Escherichia coli O157:H7. The Veterinary Record, 139, p 70-71.

Bicudo, J. R. and Svoboda, I.F. (1995) Effects of intermittent-cycle extended-aeration treatment on the fate of nutrients, metals and bacterial indicators in pig slurry. Bioresource Technology, 54, 63-72.

Bigras-Poulin, M. (1993) L'epidémiologie vétérinaire, une nouvelle science ?, Ann. Méd. Vét., 137, 401-405.

Blackie, M. (1991) Regulatory aspects including provincial guidelines (eastern Canada) Proceedings of the National Workshop on land application of animal manure, Ottawa, Ontario, June 11-12, 1991, Le Conseil de recherches agricoles du Canada, 137-146.

Bockstaller, C., Girardin, P. and van der Werf, H.M.G. (1997) Use of agro-ecological indicators for the evaluation of farming systems, European Journal of Agronomy, 7, 261-270.

Bogosian, G., Sammons, L.E., Morris, P.J.L., O'neil, J.P., Heitkamp, M.A. and Weber, D.B. (1996) Death of the Escherichia coli K-12 strain W3110 in soil and water, Applied and Environmental Microbiology, 61 (11): 4114-4120.

Bohn, C.C. and Buckhouse (1985) Coliforms as an indicator of water quality in wildland streams. Journal of soil and water conservation, Jan-Feb, 95-97.

Brush, C.F., Ghiorse, W.C., Anguish, L.J., Parlange, J.-Y. and Grimes, H.G. (1999) Transport of Cryptosporidium parvum oocysts through saturated columns. J. Environ Quality, 28, 809-815.

Burge, W.D. and Marsh, P.B. (1978) Infectious diseases hazards of landspreading sewage waste. J. Environ Quality, 7 (1), p 1-9.

Burrows, M.R. and Rankin, J.D. (1970) A further examination of the survival of pathogenic bacteria in cattle slurry. Br. Vet. J., 126, xxxii-xxxvii.

Canale, R.P., Auer, M.T., Owens, E.M., Heidtke, T.M. and Effler, S.W. (1993) Modeling fecal coliform bacteria - II. Model development and application. Water res. 27 (4) 703-714.

Caouette, P., Dutil, C., Dutil, J.-P., Lord, D. and Gagné, G. (1992) Fumigestion, un logisciel d'aide à la gestion des effluents d'élevage des bovins laitiers, in: Symposium sur la recherche et le développement en gestion environnementale des effluentes d'élevage au Québec, Ministère de l'Environnement du Québec, p. 213-227, Sainte-Foy, Québec, Canada.

Cassin, M.H., Lammerding, A.M., Todd, E.C.D., Ross, W. and McColl, R.S. (1998) Quantitative rick assessment for Escherichia coli O157:H7 in ground beef hamburgers, International Journal of Food Microbiology, 41, 21-44.

Chandler, D.S. , Farran, I. and Craven, J.A. (1981) Persistence and distribution of pollution indicator bacteria on land used for disposal of piggery effluent, Applied and Environmental Microbiology, 42 (3): 453-460.

Chapman, P.A., Siddons, C.A., Wright, D.J., Norman, P., Fox, J. and Crick, E. (1993) Cattle as a possible source of verocytotoxin-producing Escherichia coli O157 infections in man. Epidemiology Infection, 111, 439-447.

Chapman, S.L. (1996) Soil and solid poultry waste nutrient management and water quality. Poultry Science, 75, 862-866.

Cheng, L., Buras, B., Griffin Jr., D.M. and Nelson, J.D. (1994) Bacterial density changes across sludge disposal facility. Journal of Environmental Engineering, 120 (1) 138-153.

China, B. , Pirson, V. and Mainil, J. (1998) Prevalence and molecular typing of attachinng and effacing Escherichia coli among calf populations in Belgium. Veterinary microbiology, 63, 249-259.

Chokmani, K. (1996) Caracterisation de la qualité de l’eau de surface de deux bassins versants en production animale, memoire de maitrise. Département de Génie Rural, Université Laval, Québec, 87 p.

Chokmani, K. and Gallichand, J. (1997) Utilisation d'indices pour évaluer le potentiel de pollution diffuse sur deux bassins versants agricoles, Canadian Agricultural Engineering, 39 (2) 113-122.

Christensen, N.H. and Cullinane, L.C. (1993) Faecal excretion of Salmonella hadar from calves grazed on pastures fertilised with S. hadar-contaminated broiler litter. New Zealand Veterinary Journal, 41, 157-160.

Chung, S.W., Gassman, P.W., Kramer, L.A., Williams, J.R. and Gu, R. (1999) Validation of EPIC for two wateresheds in southwest Iowa. J. Environ Quality, 28, 971-979.

Clegg, F.G., Chiejina, S.N., Duncan, A.L., Kay, R.N. and Wray, C. (1983) Outbreaks of Salmonella newport infection in dairy herds and their relationship to management and contamination of the environment. The veterinary record, 122, 580-584.

Clinton, N.A., Weaver, R.W., Zibilske, L.M. and Hidalgo, R.J. (1979) Incidence of Salmonellae in feedlot manure, J. Environ. Quality, 8 (4): 480-481.

Cluis, D., Gangbazo, G. and Mamouny, K. (1992) Cheptel, un logiciel de comparaison des contributions des élevages intensifs à la contamination des eaux de surface, Symposium sur la recherche et le développement en gestion environnementale des effluents d'élevage au Québec, p. 381-393, Ministère de l' Environnement du Québec, Sainte-Foy, Québec, Canada.

Cluis, D., Harvey, M. et Mamouny, K. (1994) CHEPTEL, un logisciel de planification destiné à évaluer le potentiel de pollution des eaux par les élevages intensifs au Québec: rapport final. Institute national de la recherche scientifique (INRS-Eau). Québec: Ministère de l’Environnement et de la Faune, Sainte-Foy, Québec, Canada, 62 p.

Cluis, D. et Quentin, E. (1995) Évaluation régionale et locale de la contribution des activités agricoles en matières fertilisantes provenant des lisiers et fumiers (géomatique). Rapport final, Institute national de la recherche scientifique (INRS-Eau). Québec : Ministère de l’Environnement et de la Faune, Sainte-Foy, Québec, Canada, 84p.

Coia, J.E. (1998) Clinical, microbiological and epidemiological aspects of Escherichia coli O157 infection. FEMS Immunology and medical microbiology, 20 (1), p 1-9.

Comité ad hoc sur l’environnement 1998. Estimation des rejets d’azote et de phosphore par les animaux d’élevage, Conseil des Productions animales du Québec, 31 p.

Conner, D.E. and Kotrola, J.S. (1995) Growth and survival of Escherichia coli O157:H7 under acidic conditions, Applied and Environmental Microbiology, 61 (1): 382-385.

Corapcioglu, M.Y. and Haridas, A. (1984) Transport and fate of microorganisms in porous media: a theoretical investigation. Journal of Hydrology, 72, 149-169.

Côté, D. (1994) Problématique de la contamination de la nappe phréatique par lessivage de l'ammonium et des bacteries fécales des engrais de ferme, Agrosol, VII (1): 20-25.

Coyne, M.S., Gilfillen, R.A., Villalba, A., Zhang, Z., Rhodes, R., Dunn, L. and Blevins, R.L. (1998) Fecal bacteria trapping by grass filter strips during simulated rain. Journal of soil and water conservation, 53 (2) 140-145.

Crane, S.R. and Moore, J.A. (1986) Modeling enteric bacterial die-off: a review, Water, Air and Soil Pollution, 27, 411-439.

Crane, S.R., Moore, J.A., Grismer, M.E. and Miner, J.R. (1983) Bacterial pollution from agricultural sources: a review, Transations of the ASAE, 26 (3): 858-872.

Crane, S.R., Westerman, P.W. and Overcash, M.R. (1980). Die-off of fecal indicator organisms following land application of poultry manure. J. Environ Quality, 9 (3) 531-537.

Craun, G.F. (1991) Causes of waterborne outbreaks in the United States. Water Science and Technology, 24 (2), 17-20.

Cray Jr, W.C. and Moon, H.W. (1995) Experimental infection of calves and adult cattle with Escherichia coli O157:H7. Applied and environmental microbiology, 61 (4), p 1586-1590.

Culley, J.L.B. and Phillips, P.A. (1982) Barteriological quality of surface and subsurface runoff from manured sandy clay loam soil. J. Environ Quality, 11(1), p 155-158.

Davies, C.M., Long, J.A., Donald, M. and Ashbolt, N.J. (1995) Survival of fecal microorganisms in marine and freshwater sediments. Applied and environmental microbiology, 61 (5) 1888-1896.

Dean, D.M. and Foran, M.E. (1991) The effect of farm liquid waste application on receiving water quality, Final Report, Ausable Bayfield Conservation Authority, Exeter, Ontario, Canada.

Dean, D.M. and Foran, M.E. (1992) The effect of farm liquid waste application on tili drainage, Journal of Soil and Water Conservation, sep-oct, 388-389.

Derbyshire, J.B. and Brown, E.G. (1978) Isolation of animal viruses from farm livestock waste. Soil and water. J. Hyg, Camb, 81, p 295-302.

Dickinson, R.A. (1991) Problems with using existing transport models to describe microbial transport in porous media, in: Modeling the environmental fate of microorganisms, p. 21-47, edited by Christon J. Hurst, American Society for Microbiology, Washington, DC, USA.

Doran, J.W. and Linn, D.M. (1979) Bacteriological quality of runoff water from Pastureland, Applied and Environmental Microbiology, may, 985-991.

Doran, J.W., Ellis, J.R. and McCalla, T.M. (1976) Microbial concerns when waste are applied to land. Proceedings of the 1976 Cornell Agricultural Waste Management Conference, land as a waste management alternative, Ithaca, New York, 343-361.

Dowd, S.E. and Pillai, S.D. (1997) Survival and transport of selected bacterial pathogens and indicators viruses under sandy aquifer conditions, J. Environ. Sci. Health, A32 (8): 2245-2258.

Doyle, M.P. and Cliver, D.O. (1990) Chapter 11: Salmonella, in: Foodborne diseases, p. 185-204, edited by: Dean O. Cliver, Academic press, Inc., San Diego, California, USA.

Easton, J. (1996) Fate and transport of Campylobacters in soil arising from farming practices, in:Proceedings of the eighth international workshop on Campylobacters, Helicobacters and related organisms, held, p. 461-465, Winchester, United Kingdom.

Edwards D.R. and Daniel T.C. (1992) Environmental impacts of on-farm poultry waste disposal - a review. Bioresource Technology, 41, p 9-33.

Edwards, D.R., Coyne, M.S., Daniel, T.C., Vendrell, P.F., Murdoch, J.F. and Moore Jr., P.A. (1997) Indicator Bacteria concentrations of two northwest Arkansas streams in relation to flow and season, Transactions of the ASAE, 40 (1): 103-109.

Edwards, D.R., Coyne, M.S., Vendrell, P.F., Daniel, T.C., Moore, P.A., Jr., and Murdoch, J.F. (1997) Fecal coliform and streptococcus concentrations in runoff from grazed pastures in northwest arkansas. Journal of the american water resources association, 33 (2) 413-422.

Elektorowicz, M. and Yong, R.N. (1992) Répercussion de la gestion classique des fumiers sur la qualité des eaux souterraines. Ministère de l' Environnement du Québec, Symposium sur la recherche et le développement en gestion environnementale des effluentes d'élevage au Québec, 9 et 10 septembre 1992, Sainte-Foy, 444 pages, 13-26.

Ellis, J.R. and McCalla, T.M. (1978) Fate of Pathogens in soils receiving animal waste - a review. Transactions of the ASAE, 1978, 309-313.

Environnement Canada 1999 http://www.ec.gc.ca/water/accueil.htm

Evans, M.R. and Owens, J.D. (1972) Factors Affecting the Concentration of faecal bacteria in land-drainage water, Journal of General Microbiology, 71, 477-485.

Farrell-Poe, K.L., Ranjha, A.Y. and Ramalingam, S. (1997) Bacterial Contributions by Rural municipalities in agricultural watersheds. Transations of the ASAE, 40 (1) 97-101.

Faust, M.A. (1982) Relationship between land-use practice and fecal bacteria in soils, J. Environ Quality, 11(1), p 141-146.

Faust, M.A. (1976) Coliform bacteria from diffuse source as a factor in estuarine pollution, Water Research, 10, 619-627.

Féderation des producteurs de bovins du Québec (1999) Guide de bonnes pratiques agroenvironnementales – pour la gestion des fumiers des bovins de boucherie, Longueuil, Québec, Canada.

Fernàndez-Alvarez, R.M., Carballo-Cuervo, S., Rosa-Jorge, M.C. and Lecea, J.R. (1991) The influence of agricultural run-off on bacterial populations in a river. Journal of applied bacteriology, 70, 437-442.

Findlay, C.R. (1972) The persistence of Salmonella dublin in slurry in tanks and on Pasture. The Veterinary Record, 91, 233-235.

Flint, K.P. (1987) The long-term survival of Escherichia coli in river water. Journal of Applied Bacteriology, 63, 261-270.

Fransen, N.G. , van den Elzen, M.G., Urlings, B.A.P. and Bijker, P.G.H. (1996) Pathogenic micro-organisms in slaughterhouse sludge-a survey. International. Journal of food microbiology, 33, 245-256.

Fraser, A.S. and Hodgson, K. (1995) Outline of an environmental information system. Environmental Monitoring and Assessment, 36, 207-215.

Fraser, R.H., Barten, P.K. and Pinney, D.A.K. (1998) Predicting stream pathogen loading from livestock using a geographical information system-based delivery model. J. Environ Quality, 27, 935-945.

Fraser, R.H., Barten, P.K. and Tomlin, C.D. (1996) SEDMOD: A GIS-based method for estimating distributed sediment delivery ratios. Proceedings of the AWRA Annual Symposium, GIS and water resources. set, 137-146.

Gagnon, B., Robitaille, R. and Simard, R.R. (1999) Characterization of several on-farm and industrial composted materials. Can. J. Soil Sci., 79, 201-210.

Gambazo, G. and Buteau, J. (1985) Analyse de la gestion des fumiers dans le bassin versant de la rivière Chaudiere état de la situation et éléments de solution, Sainte-Foy, Québec, Canada, 91 p.

Gambazo, G., Cluis, D. et Bernard, C. (1994) Contrôle de la pollution diffuse agricole à l'échelle du bassin versant, Sciences et techniques de l'eau, 27(2) 33-39.

Garnier, M., Lo Porto, A., Marini, R. and Leone, A. (1998) Integrated use of GLEAMS and GIS to prevent groundwater pollution caused by agricultural disposal of animal waste. Environmental management, 22(5), p 747-756.

Geldreich, E.E., Best, L.C., Kenner, B.A. and Van Donsel, D.J. (1968) The bacteriological aspects of stormwater pollution. Journal WPCF, nov, 1861-1872

Gerba, C.P., Wallis, C. and Melnick, J.L. (1975) Fate of wastewater bacteria and viruses in soil, J. Irrig. Drain. Div. ASCE, 101, 154-174.

Gerba, C.P. and Bitton, G. (1984) Groundwater pollution microbiology. John Wiley & Sons, USA.

Gerba, P.C. (1999) Virus Survival and transport in groundwater, Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology, 22, 535-539.

Gilbert, D., Pigeon, S. and Morisset, M. 1996. Le recensement agroenvironnemental des entreprises porcines du Québec, GREPA, Québec, 150 p.

Gilliland, M.W. and Baxter-Potter, W. (1987) A geographic information system to predict non-point source pollution potential, Water Ressource Bulletin, 23 (2), p 281-291.

Girardin, Ph. and Bockstaller, C. (1997) Les indicateurs agro-écologiques, outils pour évaluer des systèmes de culture, OCL, 4 (6): 418-426.

Girardin, Ph., Bockstaller, C. and van der Werf, H. (1999) Indicators: tools to evaluate the environmental impacts of farming systems, Journal of Sustainable Agriculture, 13 (4): 5-21.

Gledel, J. (1985) Role des reservoirs et de l'environnement dans la Salmonellose bovine, Epidemiologie et Santé Animale, 7, 39-70.

Gliessman, S.R. (1997) Agroecology: ecological processes in sustainable agriculture, Ann. Arbor Press, USA.

Goss, M.J., Barry, D.A.J. and Rudolph, D.L. (1998) Contamination in Ontario farmstead domestic weels ans its association with agriculture: 1.results from drinking water wells, Journal of Contamination Hydrology, 32, 267-293.

Gosselin, D.C., Headrick, J., Tremblay, R., Chen, X.-H. and Summerside, S. (1997) Domestic well water quality in rural Nebraska: focus on nitrate-nitrogen, pesticides and coliform bacteria, GWMR spring, 77-87.

Grant, S.B., Pendroy, C.P., Mayer, C.L., Bellin, J.K. and Palmer, C.J. (1996) Prevalence of enterohemorrhagic Escherichia coli in raw and treated municipal sewage. Applied and environmental microbiology, 62 (9) 3466-3469.

Griffin, P.M. and Tauxe, R.V. (1991) The epidemiology of infections caused by Escherichia coli O157:H7, other enterohemorrhagic E.coli, and the associated hemolytic uremic syndrome, Epidemiologic Reviews, 13 , 60-98.

Grille de fertilisation agricole au Québec 1996.

Grimason, A.M., Smith, H.V., Smith, P.G., Jackson, M.E. and Girdwood, R.W.A. (1990) Waterborne Cryptosporidiosis and Environmental Health, Water Pollution, Septembre, 228-233.

Ha, S.R. , Jung, D.I. and Yoon, C.H. (1998), A renovated model for spatial analysis of pollutant runoff loads in agricultural watershed, Water Sci. Tech., 38 (10), p 207-214.

Hagedorn, C., Hansen, D.T. and Simonson, G.H. (1978) Survival and movement of fecal indicator bacteria in soil under conditions of saturated flow, J. Environ Quality, 7 (1), 55-59.

Haith, D.A. and Shoemaker, L.L. (1987) Generalized watershed loading functions for stream flow nutrients. Water resources bulletin, 23 (3) 471-478.

Haith, D.A. and Tubbs, L.J. (1981) Watershed loading functions for nonpoint sources. Journal of the Environmental engineering division, 107 (EE1) 121-137.

Hamlett, J.M. , Miller, D.A., Day, R.L., Peterson, G.W., Baumer, G.M. and Russo, J. (1992) Statewide GIS-based ranking of watersheds for agricultural pollution prevention,Journal of Soil and Water Cons., 47 (5), p 399-404.

Hancock, D.D. , Besser, T.E., Rice, D.H., Ebel, E.D., Herriott, D.E. and Carpenter, L.V. (1998) Multiple source of Escherichia coli O157 in feedlots and dairy farms in the Northwestern USA, Preventive Veterinary Medicine, 35, 11-19.

Hancock, D.D., Rice, D.H., Herriott, D.E., Besser, T.E., Ebel, E.D. and Carpenter, L.V. (1997) Effects of farm manure-handling prectices on Escherichia coli O157 prevalence in cattle. Journal of food protection,60 (4) 363-366.

Havelaar, A.H., van Olphen, M. and Drost, Y.C. (1993) F-specific RNA bacteriophages are adequate model organisms for enteric viruses in fresh water. Applied and environmental microbiology, 59 (9) 2956-2962.

Heinonen-Tanski, H. Niskanen, E.M., Salmela, P. and Lanki, E. (1998) Salmonella in animal slurry can be destroyed by aeration at low temperatures. Journal of Applied Microbiology, 85, 277-281.

Hengnirun, S., Barrington, S., Prasher, S.O. and Lyew, D. (1999) The development of models simulating nitrogen transport in soil and manure. Canadian Agricultural Engineering, 41 (1) 32-45.

Herriott, D.E., Hancock, D.D., Ebel, E.D., Carpenter, L.V., Rice, D.H. and Besser, T.E. (1998) Association of herd management factors with colonization of dairy cattle by Shiga toxin-positive Escherichia coli O157. Journal of food protection, 61 (7) 802-807.

Hession, C.W. and Shanholtz, V.O. (1988) A geographic information system for targeting nonpoint-source agricultural pollution. Journal of soil and water conservation, May-June, 264-266.

Higgins, R., Désilets, A., Cantin, M., Messier, S., Khakhria, R., Ismail, J., Mulvey, M.R., Daignault, D. and Carol, H. (1997) Outbreak of Salmonella Give in the province of Québec. Can Vet J, 38, 780-781.

Himathongkham, S. and Riemann, H. (1999) Destruction of Salmonella typhimurium, Escherichia coli O157:H7 and Listeria monocytogenes in chicken manure by drying and/or gassing with ammonia, FEMS Microbiology Letters, 171, 179-182.

Himathongkham, S., Nuanualsuwan, S. and Riemann, H. (1999) Survival of Salmonella enteritidis and Salmonella typhimurium in chicken manure at different levels of water activity, FEMS Microbiology Letters, 172, 159-163.

Hinton, M. and Bale, M.J. (1991) Bacterial pathogens in domesticated animals and their environment, Journal of Applied Bacteriology Symposium Supplement, 70, 81S-90S.

Hinton, M., Al-Chalaby, Z.A.M. and Linton, A.H. (1986) The influence of dietary protein and antimicrobial feed additives on salmonella carriage by broiler chickens, The Veterinary Record, 119, 495-500.

Hornberger, G.M., Mills, A.L. and Herman, J.S. (1992) Bacterial transport in porous media: evaluation of a model using laboratory observations. Water resources research, 28 (3) 915-938.

Hovde, C.J., Austin, P.R., Cloud, K.A., Williams, C.J. and Hunt, C.W. (1999) Effect of cattle diet on Escherichia coli O157:H7 acid resistance, Applied and Environmental Microbiology, 65 (7): 3233-3235.

Howell, J.M., Coyne, M.S. and Cornelius, P. (1995) Fecal bacteria in agricultural waters of the Bluegrass region of Kentuky, J. Environ Quality, 24, 411-419.

Howell, J.M., Coyne, M.S. and Cornelius, P. (1996) Effect of sediment particle size and temperature on fecal bacteria mortality rates and the fecal coliform/fecal streptococci ratio. J. Environ Quality, 25, 1216-1220.

Humphrey, T.J. and Beckett, P. (1987) Campylobacter jejuni in dairy cows and raw milk, Epidem. Inf., 98, 263-269.

Hurst, C.J. (1997) Modeling the fate of microorganisms in water, wastewater and soil. In: Manual of Environmental microbiology, 213-221.

Hurst, C.J., Gerba, C.P. and Cech, I. (1980) Effects of environmental variables and soil characteristics on virus survival in soil. Applied and environmental microbiology, 40 (6) 1067-1079.

Huysman, F. and Verstraete, W. (1993) Effect of cell surface characteristics on the adhesion of bacteria to soil particules, Biol Fertil Soils, 16, 21-26.

Itoh, Y., Sugita-Konishi, Y., Kasuga, F., Iwaki, M., Hara-Kudo, Y., Saito, N., Noguchi, Y., Konuma, H. and Kumagai, S. (1998) Enterohemorrhagic Escherichia coli O157:H7 present in radish sprouts. Applied and environmental microbiology, 64 (4) 1532-1535.

Jackson, S.G., Goodbrand, R.B., Johnson, R.P., Odorico, V.G., Alves, D., Rahn, K., Wilson, J.B., Welch, M.K. and Khakhria, R. (1998) Escherichia coli O157:H7 diarrhoea associated with well water and infected cattle on an Ontario farm, Epidemiology and Infection, 120, 17-20.

Jawson, M.D., Elliott, L.F., Saxton, K.E. and Fortier, D.H. (1982) The effect of cattle grazing on indicator bacteria in runoff from a pacific northwest watershed. J. Environ Quality (11 (4) 621-627.

Jeffrey, J.S. , Kirk, J.H., Atwill, E.R. and Cullor, J.S. (1998) Prevalence of selected microbial pathogens in processed poultry waste used as dairy cattle feed. Poutry Science, 77, 808-811.

Jenkins, M.B., Anguish, L.J., Bowman, D.D., Walker, M.J. and Ghiorse, W.C. (1997) Assessment of a dye permeability assay for determination of inactivation rates of Cryptosporidium parvum oocysts. Applied and environmental microbiology, 63 (10) 3844-3850.

Joergensen, R.G. and Seitz, D. (1998), Depth transfer of fecal indicator organisms in an arable clayey soil, Zeitschrift fur Pflanzenernahrung und Bodenkunde, 161 (3): 309-314.

Joergensen, R.G. Küntzel, H., Scheu, S. and Seitz, D. (1998) Movement of faecal indicator organisms in earthworm channels under a loamy arable and grassland soil, Applied Soil Ecology, 8, 1-10.

Jones, D.L. (1999) Potential health risks associated with the persistence of Escherichia coli O157 in agricultural environments, Soil Use and Management, 15, 76-83.

Jones, K. and Hobbs, A. (1996) Campylobacter and fecal indicators in streams and rivers subject to farm run-off, in: Proceedings of the eighth international workshop on Campylobacters, Helicobacters and related organisms, Winchester, United Kingdom, p. 123-128.

Jones, K., Betaieb, M. and Telford, D.R. (1990) Seasonal variation of thermophilic campylobacters in sewage sludge. Journal of applied bacteriology, 69, 185-189.

Jones, K., Betaieb, M. and Telford, D.R. (1990) Correlation between environmental monitoring of thermophilic campylobacters in sewage effluent and the incidence of Campylobacter infection in the community. Journal of applied bacteriology, 69, 235-240.

Jones, P.W. (1980) Animal health today - problems of large livestock units (disease hazards associated with slurry disposal), Br. Vet. J., 136 (6): 529-542.

Joy, D.M., Lee, H., Reaume, C.M., Whiteley, H.R. and Zelin, S. (1998) Microbial contamination of subsurface tile drainage water from field applications of liquid manure, Canadian Agricultural Engineering, 40 (3): 153-160.

Kaiser, E.A. , Mueller, T., Joergensen, R.G., Insam, H. and Heinemeyer, O. (1992) Evaluation of methods to estimate the soil microbial biomass and the relationship with soil texture and organic matter. Soil biol. Biochem., 24(7), p 675-683.

Kaiser, E.A. and Heinemeyer, O. (1993) Seasonal variations of soil microbial biomass carbon within the plough layer. Soil Biol Biochem., 25 (12), p 1649-1655.

Kazwala, R.R., Collins, J.D., Hannan, J., Crinion, R.A.P. and O'Mahony, H. (1990) Factors responsible for the introduction and spread of Campylobacter jejuni infections in commercial poultry production. The veterinary record, 126, 305-306.

Kearney, T.E., Larkin, M.J., Frost, J.P. and Levett, P.N. (1993a) Survival of pathogenic bacteria during mesophilic anaerobic digestion of animal waste, Journal of Applied Bacteriology, 75, 215-219.

Kearney,T.E., Larkin, M.J. and Levett, P.N. (1993b) The effect of slurry storage and anaerobic digestion on survival of pathogenic bacteria, Journal of Applied Bacteriology, 74, 86-93.

Kemp, J.S., Paterson, E., Gammack, S.M., Cresser, M.S. and Killham, K. (1992) Leaching of genetically modified Pseudomonas fluoroscens through organic soils: Influence of temperature, soil pH and roots, Biol. Fertil. Soils, 13, 218-224.

Khachatourians, G.G. (1998) Agricultural use of antibiotics and the evolution and transfer of antibiotic-resistant bacteria. Canadian medical Assossiation journal, 159 (9) 1129-1136.

Khaleel, R, Reddy, K.R. and Overcash, M.R. (1980) Transport of potential pollutants in runoff water from land areas receiving animal waste: a review. Water Research, 14, 421-436.

Khaleel, R., Foster, G.R., Reddy, K.R., Overcash, M.R. and Westerman, P.W. (1979) A nonpoint source model for land areas receiving animal wastes: III. a conceptual model for sediment and manure transport. Transactions of the ASAE, 1979, 1353-1361.

Khaleel, R., Foster, G.R., Reddy, K.R., Overcash, M.R. and Westerman, P.W. (1979) A nonpoint source model for land areas receiving animal wastes: IV model inputs and verification for sediment and manure transport. Transactions of the ASAE, 1979, 1362-1368.

Kibbey, H.J. , Hagedorn, C. and McCoy, E. (1978) Use of fecal streptococci as indicator of pollution in soil. Applied and environmental microbiology, 35 (4), p 711-717.

Knisel, W.G. (1980) CREAMS: a field-scale model for chemicals, runoff, and erosion from agricultural management systems. Conservation Research Report No. 26, USDA-SEA, Washington, D.C., USA.

Kinoshita, T., Bales, R.C., Yahya, M.T. and Gerba, C.P. (1993) Bacterial transport in a porous medium: retention of bacillus and pseudomonas on silica surfaces. Wat. Res.,27 (8) 1295-1301.

Korentajer (1991) A review of the agricultural use of sewage sludge: benefits and potential hazards. Water S A, 17 (3) 189-196.

Kuczynska, E. and Shelton, D.R. (1999) Method for detection and enumeration of Cryptosporidium parvum oocysts in feces, manures and soils. Applied and environmental microbiology, 65 (7) 2820-2826.

Kudva, I.T. , Blanch, K. and Hovde, C.J. (1998) Analysis of Escherichia coli O157:H7 survival in ovine or bovine manure and manure slurry. Applied and environmental microbiology,64 (9), 3166-3174.

Kudva, I.T., Hunt, C.W., Williams, C.J., Nance, U.M. and Hovde, C.J. (1997) Evaluation of dietary influences on Escherichia coli O157:H7 shedding by sheep, Applied and Environmental Microbiology, 63, 3878-3886.

Lamontagne, L. (1991) Étude pédologique du comté de Saint-Hyacinthe (Québec), Équipe pédologique du Québec, Agriculture Canada, Centre de recherches sur les terres, Sainte-Foy, Québec, Canada.

Lamontagne, L. et Nolin, M.C. (1990) Étude pédologique du comté de Verchères (Québec), Équipe pédologique du Québec, Agriculture Canada, Centre de recherches sur les terres, Sainte-Foy, Québec, Canada.

Lance, S.E., Miller, G.Y., Hancock, D.D., Bartlett, P.C. and Heider, L.E. (1992) Salmonella infections in neonatal dairy calves, Journal of American Vet. Med. Assoc., 201 (6): 864-868.

Lavoie, S., Nolin, M.C. and Sasseville, J.L. (1995) Pollution issue de l'épandage d'engrais de ferme sur les terres agricoles: causes et processus. Agrosol, VIII (1) 43-50.

Lebeau, S., Gagnon, P. and Morisset, M. (1992) Enquête sur les coûts de la gestion des lisiers sur les fermes porcines du Québec. Ministère de l' Environnement du Québec, Symposium sur la recherche et le développement en gestion environnementale des effluentes d'élevage au Québec, 9 et 10 septembre 1992, Sainte-Foy, 444 pages, 81-95.

LeChevallier, M.W. et al (AWWA Research division microbiological contaminants research committee) (1999) Committee report: Emerging pathogens - viruses, protozoa and algal toxins. Journal American Water Works Association, 91 (9): 110-121.

LeChevallier, M.W. et al (AWWA Research division microbiological contaminants research committee) (1999) Committee report: Emerging pathogens – bacteria. Journal American Water Works Association, 91 (9) 101-109.

Liang, L.N., Sinclair, J.L., Mallory, L.M. and Alexander, M. (1982) Fate in model ecosystems of microbial species of potential use in genetic engineering. Applied and environmental microbiology, 44 (3) 708-714.

Lin, H.S., Scott, H.D. and Steele, K.F. (1996) Development of a ground water vulnerability map for pesticide contamination for the Arkansas delta using GIS. Proceedings of the AWRA Annual Symposium, GIS and water resources. 211-220.

Line, D.E. , Osmond, D.L., Gannon, R.W., Coffey, S.W., Jennings, G.D., Gale, J.A. and Spooner, J. (1996) Nonpoint sources, Fate and effects pollutants, 68 (4), p 720-733.

Linton, A.H. and Hinton, M.H. (1988) Enterobacteriaceae associated with animals in health and disease, Journal of Applied Bacteriology Symposium Supplement, 71S-85S.

Mac Kenzie, W. R. , Hoxie, N.J., Proctor, M.E., Gradus, M.S., Blair, K.A., Peterson, D.E., Kazmierczak, J.J., Addiss, D.G., Fox, K.R., Rose, J.B. and Davis, J.P. (1994) A massive outbreak in Milwaukee of Cryptosporidium infection trasnmitted through thr public water supply, The New England Journal of Medecine, 331(3): 161-167.

Madramootoo, C.A. (1988) Rainfall and runoff erosion indices for eastern Canada. Transactions of the ASAE, 31(1) 107-110.

Mahloch, J.L. (1974) Comparative analysis of modeling techniques for coliform organisms in streams. Applied microbiology, 27 (2) 340-345.

Maldonado-Camargo, S. , Atwill, E.R., Saltijeral-Oaxaca, J.A. and Herrera-Alonso, L.C. (1998) Prevalence of and risk factors for shedding of Cryptosporidium parvum in Holstein Freisian dairy calves in central México, Preventive Veterinary Medicine, 36, 95-107.

Mallmann, W.L. and Litsky, W. (1951) Survival of selected enteric organisms in various types of soil. American Journal of public health, jan, p 38-44.

Mancini, J.L. and Ridgewood, N.J. (1978) Numerical estimates of coliform mortality rates under various conditions. Journal WPCF, November, 2477-2484.

Mann, E.D., Sekla, L.H., Nayar, G.P.S. and Koschik, C. (1986) Infection with Cryptosporidium spp. In humans and cattle in Manitoba. Can J Vet Res, 50, 174-178.

Markel, J.A. (1981) Managing livestock wastes, The Avi Publishing Company, Inc., Westport, Connecticut, USA.

Marsalek, J., Dutka, B.J. and Tsanis, I.K. (1994) Urban impacts on microbiological pollution of the St. Clair river in Sarnia, Ontario. Wat. Sci. Tech., 30 (1) 177-184.

Martel, J.L. (1985) L'infection salmonellique des bovins, Epidemiologie et Santé Animale, 7, 70-80.

Mason, S.A., Barkach, J. and Dragun, J. (1992) Effect of filtration on colloid transport in soil. Ground water, 30 (1) 104-106.

Mawdsley, J.L., Bardgett, R.D., Merry, R.J., Pain, B.F. and Theodorou, M.K. (1995) Pathogens in livestock waste, their potential for movement through soil and environmental pollution, Applied Soil Ecology, 2, 1-15.

Mawdsley, J.L., Brooks, A.E. and Merry, R.J. (1996a) Movement of the protozoan pathogen Cryptosporidium parvum through three contrasting soil types, Biol. Fertil. Soils, 21, 30-36.

Mawdsley, J.L., Brooks, A.E., Merry, R.J. and Pain, B.F. (1996b) Use of a novel soil tilting table apparatus to demonstrate the horizontal and vertical movement of the protozoan pathogen Cryptosporidium parvum in soil, Biol. Fertil. Soils, 23, 215-220.

McCoy, E.L. and Hagedorn, C. (1979) Quantitatively tracing bacterial transport in saturated soil systems. Water, air and soil pollution, 11, 467-479.

McMurry, S.W., Coyne, M.S. and Perfect, E. (1998) Fecal coliform transport through intact soil blocks amended with poultry manure, J. Environ. Quality, 27, 86-92.

Mead, P.S. and Griffin, P.M. (1998) Escherichia coli O157:H7. The Lancet, 352 (10) 1207-1212.

Mechie, S.C., Chapman, P.A. and Siddons, C.A. (1997) A fifteen month study of Escherichia coli O157:H7 in a dairy herd, Epidemiology and Infection, 118, 17-25.

Meijer, G.A.L., de Bree, J., Wagenaar, J.A. and Spoelstra, S.F. (1999) Sewerage overflows put production and fertility of dairy cows at risk. J. Environ Quality, 28, 1381-1383.

Meinhardt, P.L., Casemore, D.P. and Miller, K.B. (1996) Epidemiologic aspects of human cryptosporidiosis and the role of waterborne transmission, Epidemiologic Reviews, 18 (2): 118-136.

Meng, J. and Doyle, M.P. (1997) Emerging issues in microbiological food safety, Annu. Rev. Nutr, 17, 255-275.

Michel, P., Wilson, J.B., Martin, S.W., Clarke, R.C., McEwen, S.A. and Gyles, C.L. (1999) Temporal and geographical distributions of reported cases of Escherichia coli O157:H7 infection in Ontario, Epidemiol. Infect., 122, 193-200.

Miller, M.H. (1991) Environmental considerations in land application of animal manure - water pollution. Proceedings of the National Workshop on land application of animal manure, Ottawa, Ontario, June 11-12, 1991, Le Conseil de recherches agricoles du Canada, 125-135.

Ministère de l'Environnement et de la Faune (MEFQ), Regulement de Ministère de l'Environnement du Québec (1988), L'environnment au Québec – un premier bilan, document technique, Secteur de la publication et de l'évaluation, Québec, Québec, Canada.

Mishustin, E.N. (1975) Microbial associations of soil types Microbial ecology, 2, p 97-118.

Mitchell, G , May, A. and McDonald, A. (1995) PICABUE: a methodological framework for the development of indicators of sustainable development, Int. J. Sustain. Dev. World Ecol., 2, 104-123.

Mohammed, H.O., Wade, S.E. and Schaaf, S. (1999) Risk factors associated with Cryptosporidium parvum infections in dairy cattle in southeastern New York stat, Veterinary Parasitology, 83, 1-13.

Moore, J.A., Smyth, J., Baker, S. and Miner, J.R. (1988) Evaluating coliform concentrations in runoff from various animal waste management systems, Special Report 817, Agricultural Experiment Station, Oregon State University, Corvallis, USA.

Moore, J.A., Smyth, J., Baker, S., Miner, J.R. and Moffitt, D.C. (1989) Modeling bacteria movement in livestock manure systems, Transactions of the ASAE, 32 (3): 1049-1053.

Morisse, J.-P., Huonnic, D. and Cotte, J.-P. (1984) Salmonellose des bovins laitiers infectés chroniques (2e partie): étude de l'environnement et chaînes de contamination. Le Point Vétérinaire, 16 (80) mars-avril, 37-43.

Morrison, S.M. and Martin, K.L. (1976) Pathogen survival in soils receiving waste. Proceedings of the 1976 Cornell Agricultural Waste Management Conference, land as a waste management alternative, Ithaca, New York, 371-389.

Munch, B., Larsen, H.E. and Aalbaek, B. (1987) Experimental studies on the survival of pathogenic and indicator bacteria in aerated and non-aerated cattle and pig slurry, Biological Wastes, 22, 49-65.

Murray, C.J. (1991) Salmonellae in the environment. Rev sci tech Off int Epiz, 10 (3), p 765-785.

Ndayegamiye, A. and Côté, D (1989) Effect of long-term pig slurry and solid cattle manure application on soil chemical and biological properties. Can. J. Soil Sci., 69, p 39-47.

Niemi, R.M.and Niemi, J. S. (1991) Bacterial pollution of waters in pristine and agricultural lands. J. Environ Quality, 20, 620-627.

Olsen, J.E. and Larsen, H.E. (1987) Bacterial decimations times in anaerobic digestions of animal slurries, Biological Wastes, 21, 153-168.

Olsen, J.E. and Nansen, P. (1987) Inactivation of some parasites by anaerobic digestion of cattle slurry. Biological Wastes, 22, 107-114.

Olson, M.E. , Thorlakson, C.L., Deselliers, L., Morck, D.W. and McAllister, T.A. (1997) Giardia and Cryptosporidium in Canada farm animals, Veterinary Parasitology, 68, 375-381.

Oosterom, J. (1987) Epidemiological studies on Salmonella and Campylobacter jejuni, The Veterinary Quarterly, 9 (4): 348-355.

Parry, S.M., Salmon, R.L., Willshaw, G.A. and Cheasty, T. (1998) Risk factors for and prevention of sporadic infections with vero cytotoxin (shiga toxin) producing Escherichia coli O157. The Lancet, 351, 1019-1022.

Paterson, E., Kemp, J.S., Gammack, S.M., FitzPatrick, E.A., Cresser, M.S., Mullins, C.E. and Killham, K. (1993) Leaching of genetically modified Pseudomonas fluoroscens through intact soil microcosms: Influence of soil type, Biol. Fertil. Soils, 15, 308-314.

Patni, N.K. (1991) Overview of land application of animal manure in Canada, Proceedings of the National Workshop on land application of animal manure, Ottawa, Ontario, Canada, p. 7-17.

Patni, N.K., Phillips, P.A., Hore, F.R. and Culley, J.L.B. (1981) Groundwater quality near concrete manure tanks and under heavily-manured cropland. Canadian Agricultural Engineering, 23 (1) 37-43.

Payment, P. and Franco, E. (1993) Clostridium perfingens and somatic coliphages as indicators of the efficiency of drinking water treatment for virus and protozoan cysts. Applied and environmental microbiology, 59 (1) 2418-2424.

Pearson, A.D., Greenwood, M., Healing, T.D., Rollins, D., Shahamat, M., Donaldson, J. and Colwell, R.R. (1993) Colonization of broiler chickens by waterborne Campylobacter jejuni, Applied and Environmental Microbiology, 59 (4): 987-996.

Pell, A.N. (1997) Manure and microbes: public and animal health problem ?, J Dairy Sci, 80, 2673-2681.

Personné, J.C., Poty, F., Vaute, L. and Drogue, C. (1998) Survival, transport and dissemination of Escherichia coli and enterococci in a fissured environment. Study of a flood in a karstic aquifer. Journal of Applied Microbiology, 84, 431-438.

Pesaro, F., Sorg, I. and Metzler, A. (1995) In situ inactivation of animal viruses and a coliphage in nonaerated liquid and semiliquid animal waste. Applied and environmental microbiology, 61 (1) 92-97.

Peterson, T.C. and Ward, R.C. (1989) Development of a bacterial transport model for coarse soils. Water resources bulletin, 25 (2), 349-357.

Prescott, J.F. and Munroe, D. (1982) Campylobacter jejuni enteritis in man and domestic animals. JAVMA, 181 (12), 1525-1530.

Quentin, M.E. et Cluis, D. (1991) Un prototype de systeme d'information geographique adapte a la gestion des lisiers de porc. La conference canadienne sur les SIG, p 1009-1019.

Quentin, M.E. et Cluis, D. (1992) Un système d'information géographique pour l'évaluation environmentale de la gestion des fumiers et lisiers. Ministère de l' Environnement du Québec, Symposium sur la recherche et le développement en gestion environnementale des effluents d'élevage au Québec, 9 et 10 septembre 1992, Sainte-Foy, 444 pages, 425-433.

Rasmussen, M.A. , Cray, W.C., Jr., Casey, T.A. and Whipp, S.C. (1993) Rumen contents as a reservoir of enterohemorrhagic Escherichia coli. FEMS microbiology letters, 114, p 79-84.

Ravary, B. (1997) Prevalence des infections a Salmonella chez les bovins et les equins en milieu hospitalier veterinaire. Mémoire MSc Fac vet U Montreal, 282 p.

Reddy, K.R. , Khaleel, R. and Overcash, M.R. (1981) Behavior and transport of microbial pathogens and indicator organisms in soils trated with organic wastes, J. Environ. Quality, 10(3): 255-266.

Renwick, S.A., Wilson, J.B., Clarke, R.C., Lior, H., Borczyk, Al A., Spika, J., Rahn, K., McFadden, K., Brouwer, A., Copps, A., Anderson, N.G., Alves, D. and Karmali, M.A. (1993) Evidence of

direct transmission of Escherichia coli O157:H7 infection between calves and a human, The Journal of Infectious Diseases, 168, 792-793.

Riemann, H.P. and Cliver, D.O. (1998) Escherichia coli O157:H7. Veterinary Clinics of North America: food animal practice, 14 (1) 41-48.

Rollins, D.M. and Colwell, R.R. (1986) Viable but nonculturable stage of Campylobacter jejuni and its role in survival in the natural aquatic environment, Applied and Environmental Microbiology, 52 (3): 531-538.

Rose, J.B. (1997) Environmental ecology of Cryptosporidium and public health implications, Annu. Rev. Public Health, 18, 135-161.

Rose, J.B., Darbin, H. and Gerba, C.P. (1988) Correlations of the protozoa, Cryptosporidium and Giardia, with water quality variables in a watershed, Wat. Sci. Tech., 20 (11) 271-276.

Rose,J.B., Dickson, L.J., Farrah, S.R. and Carnahan, R.P. (1996) Removal of pathogenic and indicator microorganisms by full-scale water reclamation facility. Wat. Res., 30 (11) 2785-2797.

Rudolfs, W., Falk, L.L. and Ragotzkie, R.A. (1950) Literature review on the occurrence and survival of enteric, pathogenic and relative organisms in soil, water, sewage and sludge and on vegetation. Sewage and industrial waste, octobre, 1261-1281.

Rudolph, D.L., Barry, D.A.J. and Goss, M.J. (1998) Contamination in Ontario farmstead domestic wells and its association with agriculture: 2. Results from multilevel monitoring well installations, Journal of Contamination Hydrology, 32, 295-311.

Ruest, N., Faubert, G.M. and Couture, Y. (1998) Prevalence and geographical distribution of Giardia spp. and Cryptosporidium spp. in dairy farms in Québec, Can. Vet. J., 39, 697-700.

Sandery, M., Stinear, T. and Kaucner, C. (1996) Detection of pathogenic Yersinia enterocolitica in environmental waters by PCR. Journal of Applied Bacteriology, 80 (327-332).

Scandura, J.E. and Sobsey, M.D. (1997) Viral and bacterial contamination of groundwater from on-site sewage treatment systems. Wat. Sci. Tech., 35 (11-12) 141-146.

Schafer, A., Ustohal, P., Harms, H., Stauffer, F., Dracos, T. and Zehnder, A.J.B. (1998) Transport of bacteria in unsaturated porous media. Journal of Contaminant Hydrology, 33, 149-169.

Schnurer, J., Clarholm, M. and Rosswall, T. (1985) Microbial biomass and activity in an agricultural soil with different organic matter contents. Soil Biology and Biochemistry, 17 (5) 611-618.

Sedita, S.J., O'Brien, P., Bertucci, J.J., Lue-Hing, C. and Zenz, D.R. (1976) Public health aspects of digested sludge utilization. Proceedings of the 1976 Cornell Agricultural Waste Management Conference, land as a waste management alternative, Ithaca, New York, 391-410.

Shadford, C.B., Joy, D.M., Lee, H., Whiteley, H.R. and Zelin, S. (1997) Evaluation and use of a biotracer to study ground water contamination by leaching bed systems. Journal of Contaminant Hydrology, 28, 227-246.

Shere, J.A., Bartlett, K.J. and Kaspar, C.W. (1998) Longitudinal study of Escherichia coli O157:H7 dissemination on four dairy farms in Wisconsin, Applied and Environmental Microbiology, 64 (4): 1390-1399.

Sherer, B.M., Miner, J.R., Moore, J.A. and Buckhouse, J.C. (1992) Indicator bacterial survival in stream sediments. J. Environ Quality, 21, p 591-595.

Sidjabat-Tambunan, H. and Bensonk, J.C. (1997) Verotoxin-producing Escherichia coli from the faeces of sheep, calves and pigs. Aust vet J. 75(4), p 292-293.

Sim, Y. and Chrysikopoulos, C.V. (1996) One-dimensional virus transport in porous media with time-dependent inactivation rate coefficients. Water Resources Research, 32 (8): 2607-2611.

Simard, R.R. , Cluis, D., Gangbazo, G. and Beauchemin, S. (1995) Phosphorus status of forest and agricultural soils from a watershed of high animal density, J. Environ Quality, 24, 1010-1017.

Sims, J.T. and Wolf, D.C. (1994) Poultry waste management: agricultural and environmental issues, Advances in Agronomy, 52, 1-83.

Sjogren, R.E. (1995) The trirtheen years survival study of E. coli in soil, Water, Air and Soil Pollution, 81, 315-335.

Skirrow, M.B. (1987) A demographic survey of campylobacter, salmonella and shigella infections in England. Epidem. Inf., 99, 647-657.

Skirrow, M.B. (1991) Epidemiology of Campylobacter enteritis. International Journal of food Microbiology, 12, 9-16.

Smith, M.S., Thomas, G.W., White, R.E. and Ritonga, D. (1985) Transport of Escherichia coli through intact and disturbed soil columns, J. Environ. Quality, 14 (1): 87-91.

Snowdon, J.A., Cliver, D.O. and Converse, J.C. (1989) Land disposal of mixed human and animal wastes: a review. Waste Management and Research, 7, 121-134.

Sommerfeldt, T.G., Pittman, U.J. and Milne, R.A. (1973) Effect of feedlot manure on soil and water quality. J. Environ Quality, 2 (4) 423-427.

Stanley, K., Cunningham and Jones, K. (1998a) Isolation of Campylobacter jejuni from groundwater, Journal of Applied Microbiology, 85, 187-191.

Stanley, K.N., Wallace, J.S. and Jones, K. (1998b) Note: Thermophilic campylobacters in dairy slurries on Lancashire farms: seasonal effects of storage and land application, Journal of Applied Microbiology, 85, 405-409.

Stanley, K.N., Wallace, J.S. and Jones, K. (1996) The seasonality of thermophilic Campylobacters in beef and dairy cattle. In:Proceedings of the eighth international workshop on Campylobacters, Helicobacters and related organisms, held July 10-13, Winchester, United Kingdom, 163-167.

Stanley, K.N., Wallace, J.S., Currie, J.E., Diggle, P.J. and Jones, K. (1998) Seasonal variation of thermophilic campylobacters in lambs at slaughter. Journal of Applied Microbiology, 84, 1111-1116.

Stanley, K.N., Wallace, J.S., Currie, J.E., Diggle, P.J. and Jones, K. (1998) The seasonal variation of thermophilic campylobacters in beef cattle, dairy cattle and calves. Journal of Applied Microbiology, 85, 472-480.

Statistique Canada, 1996 Recensement de l'agriculture de 1996, version 1, cd.

Stephenson, G.R. and Street, L.V. (1978) Bacterial variations in streams from a southwest Idaho rangeland watershed, J. Environ Quality 7 (1): 150-157.

Sticht-Groh, V. (1982) Campylobacter in healthy slaughter pigs: a possible source of infection for man, The Veterinary Record, 110, 104-106.

Stoddard, C.S., Coyne, M.S. and Grove, J.H. (1998) Fecal bacteria survival and infiltration through a shallow agricultural soil: timing and tillage effects, J. Environ. Quality, 27, 15 16-1523.

Straub, T.M., Pepper, I.L. and Gerba, C.P. (1993) Hazards from pathogenic microorganisms in land-disposed sewage sludge. Reviews of environmental contamination and toxicology, 132, p 55-91.

Strauch, D. (1976) Health hazards of agricultural, industrial and municipal waste applied to land. Proceedings of the 1976 Cornell Agricultural Waste Management Conference, land as a waste management alternative, Ithaca, New York, 317-342.

Strauch, D. (1991) Survival of pathogenic micro-organisms and parasites in excreta, manure and sewage sludge, Rev. Sci. Tech. Off. Int. Epiz., 10 (3): 813-846.

Strauch, D. and Ballarini, G. (1994) Hygienic aspects of the production and agricultural use of animal wastes. J. Vet. Med. B., 41, p 176-228.

Sweeten, J.M. and Mathers, A.C. (1985) Improving soils with livestock manure. Journal of Soil and Water Conservation, march-april, 206-210.

Tauxe, R.V. (1997) Emerging foodborne diseases: an evolving public health challenge, Emerging Infectious Diseases, 3(4), 425-434.

Taylor, H.E., D.M. and Foran, M.E. (1993) Comparison of solid, liquid and storage runoff manure on tile drain and groundwater quality, Final Report, Ausable Bayfield Conservation Authority, Exeter, Ontario, Canada.

Thelin, R. Gifford, G. (1983) Fecal coliform release patterns from fecal material of cattle. J. Environ Quality, 12 (1), p 57-63.

Thomas, S.B., Druce, R.G. and Elson, K. (1960) An ecological study of the coli-aerogenes bacteria of surface soil. Journal of applied bacteriology, 23 (2) 169-184.

Tim, U.S. and Mostaghimi, S. (1991) Model for predicting virus movement through soils. Ground water, 29 (2) 251-259.

Tsihrintzis, V.A., Hamid, R. and Fuentes, H.R. (1996) Use of Geographic Information Systems (GIS) in Water Resources: a review. Water Resources Management, 10, 251-277.

Turner, C. and Burton, C.H. (1997) The inactivation of virus in pig slurries: a review. Bioresource Technology, 61, 9-20.

Turpin, P.E., Maycroft, K.A., Rowlands, C.L. and Wellington, E.M.H. (1993) Viable but non-culturable salmonellas in soil, Journal of Applied Bacteriology, 74, 421-427.

Updegraff, D.M. (1991) Background and practical applications of microbial ecology, in: Modeling the environmental fate of microorganisms, p. 1-20, edited by Christon J. Hurst, American Society for Microbiology, Washington, DC, USA.

van Donsel, D.J. , Geldreich, E.E. and Clarke, N.A. (1967) Seasonal variations in survival of indicator bacteria in soil and their contribution to storm-water pollution, Applied Microbiology, 15 (6): 1362-1370.

van Elsas, J.D., Trevors, J.T. and van Overbeek, L.S. (1991) Influence of soil properties on the vertical movement of genetically-marked Pseudomonas fluorescens through large soil microcosms, Biol. Fertil. Soils, 10, 249-255.

Vine, M.F. , Degnan, D. and Hanchette, C. (1997) Geographic information systems:their use in environmental epidemiologic research. Environmental Health perspectives, 105 (6), p 598-605.

Vuorinen, A.H. and Saharinen, M.H. (1997) Evolution of microbiological and chemical parameters during manure and straw co-composting in a drum composting system, Agriculture Ecosystems and Environment, 66, 19-29.

Walker Jr., F.R. and Stedinger, J.R. (1999) Fate and transport model of Cryptosporidium, Journal of Environmental Engineering, 125 (4): 325-333.

Walker, S.E. (1988) A model for predicting bacteria concentrations in runoff from agricultural lands, master of science thesis, Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, Virginia, USA.

Walker, S.E. , Mostaghimi, S., Dillaha, T.A. and Woeste, F.E. (1990) Modeling animal waste management practice: impacts on bacteria levels in runoff from agricultural lands, Transations of the ASAE, 33 (3): 807-817.

Wallace, J.S., Stanley, K.N. and Jones, K. (1996) The seasonality of thermophilic Campylobacters in chickens, in:Proceedings of the eighth international workshop on Campylobacters, Helicobacters and related organisms, held, p. 323-328, Winchester, United Kingdom.

Wallis, P.M., Erlandsen, S.L., Isaac-Renton, J.L., Olson, M.E., Robertson, W.J. and van Keulen, H. (1996) Prevalence of Giardia cysts and Cryptosporidium oocysts and characterization of Giardia spp. Isolated from drinking water in Canada, Applied and Environmental Microbiology, 62 (8): 2789-2797.

Wang, G. and Doyle, M.P. (1998) Survival of enterohemorrhagic Escherichia coli O157:H7 in water, Journal of Food Protection, 61 (6): 662-667.

Wang, G., Zhao, T. and Doyle, M.P. (1996) Fate of enterohemorrhagic Escherichia coli O157:H7 in bovine feces, Applied and Environmental Microbiology, 62,2567-2570.

Waters, J.R., Sharp, J.C.M. and Dev, V.J. (1994) Infection caused by Escherichia coli O157:H7 in Alberta, Canada, and in Scotland: a five-year review, 1987-1991, Clinical Infectious Diseases, 19, 834-843.

Weaver, D.E., Mang, J.L., Galke, W.A. and Love, G.J. (1976) Potential for adverse health effects associated with the application of wastewaters or sludges to agricultural lands. Proceedings of the 1976 Cornell Agricultural Waste Management Conference, land as a waste management alternative, Ithaca, New York, 363-370.

Weijtens, M.J.B.M., Bijker, P.G.H., van der Plas, J., Urlings, H.A.P. and Biesheuvel, M.H. (1993) Prevalence of Campylobacter in pigs during fattining; an epidemiological study, Veterinary Quarterly, 15, 138-143.

Weijtens, M.J.B.M., van der Plas, J., Urlings, B. A. P. and Bijker, P.G.H. (1996) The prevalence of Campylobacter in pigs during fattening. In:Proceedings of the eighth international workshop on Campylobacters, Helicobacters and related organisms, held July 10-13, Winchester, United Kingdom, 363-367.

White, N.M., Line, D.E., Stallings, C. and Jennings, G.D. (1995) GIS procedures for the spatial analysis of fecal coliform bacteria ecology, phase I : land form model development. Proceedings od Meeting of ASAE, Orlando Florida (***) 284-293

Wiggins, B.A. (1996) Discriminant analysis of antibiotic resistance patterns in fecal Streptococci, a method to differentiate human and animal sources of fecal pollution in natural waters, Applied and Environmental Microbiology, 62, 3997-4002.

Wilson, J.B., McEwen, S.A., Clarke, R.C., Leslie, K.E., Waltner-Toews, D. and Gyles, C.L. (1993) Risk factors for bovine infection with verocytotoxigenic Escherichia coli in Ontario, Canada, Preventive Veterinary Medicine, 16, 159-170.

Woods, L.E. (1989) Active organic matter distribution in the surface 15 cm of undisturbed and cultivated soil. Biol. Fertil. Soils, 8, p 271-278.

Wray, C. (1985) Is salmonellosis still a serious problem in veterinary practice ? The Veterinary Record, 116, p 485-489.

Wray, C., Todd, J.N. and Hinton, M. (1987) Epidemiology of Salmonella typhimurium infection in calves: excretion of S. typhimurium in the faeces of calves in different management systems. The Veterinary Record, 121, 293-296.

Yates, M.V. and Ouyang, Y. (1992) VIRTUS, a model of virus transport in unsaturated soils, Applied and Environmental Microbiology, 58 (5): 1609-1616.

Yates, M.V. and Yates, S.R. (1988) Modeling microbial fate in the subsurface environment, CRC - Critical Reviews in Environmental Control, 17 (4): 307-344.

Zainuldin, M.T. and Jones, K. (1996) Campylobacters, Salmonellas and indicators bacteria in the Lune estuary. In:Proceedings of the eighth international workshop on Campylobacters, Helicobacters and related organisms, held July 10-13, Winchester, United Kingdom, 171-175.

Zhai, Q., Coyne, M.S. and Barnhisel, R.I. (1995) Mortality rates of fecal bacteria in subsoil amended with poultry manure, Bioresource Technology, 54, 165-169.

Zibilske, L.M. and Weaver, R.W. (1978) Effect of environmental factors on survival of Salmonella typhimurium in soil, J. Environ. Quality, 7 (4): 593-597.

7. Annexes

Annexe 1: Prévalence de contamination des élevages par différents microorganismes entéropathogènes.

Micro-organisme	Espèce animale	Endroit (Prévalence)	Référence	Remarques
Campylobacter spp.	Bovin Boucherie	Angleterre (63 %)	Easton, 1996	Fumier ferme
	Bovin Boucherie	Angleterre (89.4 %)	Stanley et coll., 1998	Abattoir
	Porc	Angleterre (71 %)	Easton, J. 1996	
	Porc engraissement	Pays Bas (85 %)	Weijtens et coll., 1996	11 à 22 sem d'âge
	Porc	Québec (> 90 %)	Rapport du groupe travail santé 1999	Principalement C. coli
	Porc	Allemagne (77 %)	Sticht-Groh, 1982	Abattoir
	Porc	Pays Bas (78.6 %)	Oosterom, 1987	abattoir
	Volaille	Angleterre (53 %)	Easton, 1996	
	Volaille	Angleterre (> 70 %)	Wallace, 1996	Petit intestin à l'abattoir
	Volaille	Suisse (89 % des troupeaux)	Berndson et coll., 1996	Parmi les positifs 97 % a été C. jejuni
	Volaille (colonisé 2 à 4 semaine d'âge)	Suisse (31 %)	Berndson et coll., 1996b	Échantillon de fèces amalgamé; étude dans une ferme (C. jejuni
Salmonella spp.	Bovin Laitier	Danemark (5 %)	Hoorfar et coll., 1994	S. dublin
	Bovin Laitier	EU (16 % des troupeaux)	Lance et coll., 1992	

suite page suivante

Annexe 1 (suite)

Micro-organisme	Espèce animale	Endroit (Prévalence)	Référence	Remarques
Salmonella spp	Bovin Boucherie	EU (9.7 %)	Clinton et coll., 1979	Lot d'engraissement (suivi un an)
	Porc (5 mois)	Canada (5.2 %)	Letellier et coll., 1999	Abattoir, plus grande été
	Porc	Québec (5 %)	Rapport du groupe travail santé 1999	
	Porc	Pays Bas (21 %)	Oosterom, 1987	abattoir
	Porc	Danemark (6.2 %)	Baggesen et coll., 1996	Prévalence de S. enterica, parmi les positifs 64.4 % ont été S. Typhimurium
	Volaille	Canada (75.9 % troupeaux)	Poppe, 1991	À partir des échantillons de litière (47,4 % desquels ont été positifs)
E. coli O157 :H7	Bovin laitier	Angleterre (4.2 %)	Mechie et coll., 1997	de suivi de 15 mois de un troupeau (écouvillon rectal)
	Bovin laitier	Canada (0 à 0.5 %)	Cassin, 1998	Évalué dans Fermes et à l'abattoir
	Bovin laitier (vache et veaux)	État Unis (0.2 à 0.3 %)	Cassin, 1998	ferme
	Bovin laitier (génisse)	État Unis (3.1 %)	Cassin, 1998	ferme
	Bovin laitier (veaux)	État Unis (3.2 %)	Meng et Doyle, 1997	ferme
E. coli O157 :H7	Bovin Boucherie	État Unis (0.3 à 1.6 %)	Cassin, 1998	Lot d'engraissement

suite page suivante

Annexe 1 (suite)

Micro-organisme	Espèce animale	Endroit (Prévalence)	Référence	Remarques
E. coli O157 :H7	Bovin Boucherie	Ontario (1.5%)	Clarke, 1988 selon Armstrong, 1996	abattoir
VTEC non-O157	Bovin laitier	État Unis (5.3 à 36.8 %)	Griffit et Trauxe, 1991	fermes
	Bovin laitier	Ontario (19 %)	Griffit et Trauxe, 1991	abattoir
	Bovin Boucherie	Ontario (9 %)	Griffit et Trauxe, 1991	abattoir
	Bovin	Allemagne (21 %)	Meng et Doyle, 1997	
	Porc	Allemagne (7.5 %)		
Yersinia enterocolitica	Porc (5 mois)	Canada(20.9 %)	Letellier et coll., 1999	Abattoir, plus grande été
Cryptosporidium spp.	Bovin	Québec(20 %)	Olson et coll., 1997	Un échantillon dans une ferme, 15 % parmi les animaux avec < 6 mois et 9 % parmi les animaux avec > 6 mois
	Bovin laitier (veaux de < 6 mois)	Québec (88.7 % des troupeaux)	Ruest et coll., 1998	Veaux de < 6 mois
	Porc	Ontario (60%)	Stanford, 1987 selon Olson et coll., 1997	Entre 1 et 6 semaines d'âge
	Porc	Québec (15 %)	Olson et coll., 1997	Un échantillon dans une ferme, prévalence de 5 % parmi les animaux avec < 6 mois et 100 % parmi les animaux avec > 6 mois

8. Annexe B

Modélisation Dynamique des Flux d'Azote dans les Sites d'Exploitation Porcine

Modélisation Dynamique des Flux d'Azote dans les Sites d'Exploitation Porcine

Rapport présenté à

Pascal Michel, DMV, MSc, PhD

Santé Canada

Réalisé par

Philippe Berthiaume

Collaborateurs :

Michel Bigras-Poulin

Alain N. Rousseau

Mars 2002

Table des matières

Modélisation Dynamique des Flux d'Azote dans les Sites d'Exploitation Porcine 1

1. Introduction 1

2. Considérations théoriques 3

2.1 Facteurs influençant l'excrétion d'azote par les animaux 3

2.2 Les pertes gazeuses ammoniacales 4

3. Méthodologie 7

3.1 Définition des paramètres de scénarios et des paramètres fixés 8

3.2 Modèle iconique 9

3.3 Modèle mathématique 10

3.4 Programmation informatique 12

3.5 Validation du modèle mathématique informatisé 12

3.6 Analyse de sensibilité 14

4. Description du modèle 17

4.1 Généralités 17

4.2 Le modèle iconique des réservoirs et des flux 17

4.3 Modèle mathématique : équations de flux 19

5. Résultats de simulation 24

6. Analyse de sensibilité 25

6.1 Sensibilité de scénario 25

6.2 Sensibilité relative 25

7. Discussion 29

7.1 Validation du modèle 29

8. Conclusions 32

Annexe 1
Erreur ! Signet non défini.

Annexe 2. 34

Annexe 3 35

Bibliographie 36

Modélisation Dynamique des Flux d'Azote dans les Sites d'Exploitation Porcine

P. Berthiaume[1] ; M. Bigras-Poulin[2] ; A. N. Rousseau[3]

[1]Épidémiologie Vétérinaire, Université de Montréal, Canada; berthip@courrier.umontreal.ca
[2]Épidémiologie Vétérinaire, Université de Montréal, Canada; bigraspm@medvet.umontreal.ca
[3]Institut National de la Recherche Scientifique, Ste-Foy, Canada; Alain_Rousseau@INRS-eau.uquebec.ca

Un modèle informatique dynamique de simulation des flux d'azote dans l'entreprise porcine a été développé dans le but de modéliser les caractéristiques des entreprises lors de la prédiction de la charge en azote des effluents. Le modèle a été construit à partir de relations mathématiques et de modèles partiels de certains flux déjà présents dans la littérature. Le modèle permet de simuler les flux d'azote dans des entreprises dont la gestion des fumures est en mode liquide. Les entreprises qui font une gestion par chambre et les entreprises de type « tout plein – tout vide » sont considérées différemment dans le modèle.

Les caractéristiques d'entreprises incluses influencent l'excrétion d'azote par les animaux, la volatilisation d'azote sous forme ammoniacale à partir de l'urine sur les planchers ainsi que la volatilisation ammoniacale à partir du lisier entreposé sous les planchers, dans la préfosse et dans la fosse.

Les paramètres d'alimentation, de pH du lisier et de ventilation semblent être ceux dont l'influence est la plus importante, ce qui est en accord avec les résultats présents dans la littérature.

1. Introduction

Le maintien de la qualité de l'environnement est une préoccupation importante et l'impact des activités anthropiques sur ce dernier est de plus en plus surveillé. La production porcine ne fait pas exception, d'autant plus que l'élevage porcin québécois s'est considérablement développé à partir des années 70. Le nombre de porcs mis en marchés annuellement au Québec est passé d'un peu plus de 4 794 000 en 1984 à plus de 6 869 000 têtes en 2000. De plus, cette industrie est de plus en plus concentrée géographiquement puisque que le nombre de fermes a diminué d'environ 9000 en 1986 à 3000 en 1996. Ainsi, toujours entre 1986 et 1996, le nombre moyen de porcs par ferme est passé de 178 à 1163 têtes (porc, 2001).

L'épandage sur les terres cultivées est la méthode la plus pratique et la plus répandue pour disposer du lisier. Il s'agit du meilleur médium pour recycler les résidus de production animale car les surfaces cultivées possèdent une grande capacité d'adsorption des cations de même qu'un grand besoin annuel en nutriments (Halstead, 1983). Cependant, déjà dans les années 80 cette industrie générait plus de six millions de mètres cube de lisier (Thériault, 1983) et elle était concentrée dans quelques régions seulement (Montérégie, Chaudière-Appalache, Assomption). Les problèmes de superficies disponibles pour l'épandage semblent être plus important pour la production porcine que pour les autres productions. L'application excédentaire de lisier affecte plusieurs strates environnementales dont le sol, les eaux de surface, l'atmosphère et les eaux souterraines.

Présentement, l'évaluation des rejets des entreprises s'effectue à deux échelles différentes. À l'échelle agronomique, le producteur peut faire évaluer le contenu de son lisier et ajuster ainsi ses épandages selon les analyses de sol et les recommandations issues des grilles de fertilisation. Cependant, à une échelle de gestion régionale, ces résultats ne sont pas disponibles pour le gestionnaire et des méthodes plus grossières sont utilisées. À l'échelle régionale, l'unité animale est toujours utilisée et prend en considération le cheptel uniquement ; elle ne tient pas compte de l'entreprise (figure 1a). Ainsi, l'évaluation du

statut d'une région est effectuée à l'aide de valeurs moyennes par type d'animal. « À partir d'un cheptel recensé pour chaque production animale, la valeur en azote et phosphore des engrais de ferme est évaluée à partir des données tirées de la littérature pour des déjections fraîches » (Delisle *et al.*, 1997). Les données les plus utilisées proviennent des Grilles de référence en fertilisation du Conseil des Productions Végétales du Québec (CPVQ, 1996). L'utilisation de valeurs moyennes sans information sur l'étendue de variation de celles-ci ne permet pas de prendre en considération l'effet de l'hétérogénéité des entreprises. Et encore moins d'évaluer spécifiquement l'impact des différentes conditions d'élevage et de régie des lisiers des entreprises. Au niveau régional, ceci revient à considérer, par exemple, que les rejets de toutes les truies de maternités sont identiques, peu importe les caractéristiques de génétiques, de nutrition ou de gestion des lisiers des entreprises dont elles proviennent. Il est évident que ce n'est pas le cas et que ces conditions influencent les rejets d'azote d'origine animale ainsi que les pertes azotées vers l'atmosphère sous forme ammoniacale. Pour en tenir compte, il faut ajouter une dimension « entreprise » à la dimension animale déjà existante (figure 1b).

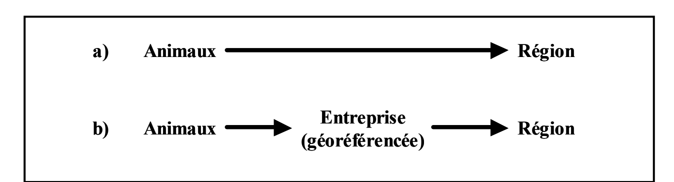


Figure 1. Modèle conceptuel de la production porcine régionale a) situation actuelle, b) situation proposée.

On trouve actuellement des variations importantes au niveau de la génétique, de l'alimentation, des caractéristiques des bâtiments et de la régie des lisiers entre les différentes entreprises porcines au Québec (Gilbert *et al.*, 1998). Afin de mieux représenter l'impact de l'hétérogénéité des entreprises, il serait souhaitable d'utiliser une méthode qui permette de tenir compte non seulement du nombre d'animaux mais aussi des différences entre les entreprises.

Un second type d'évaluation a été utilisé récemment. Il s'agit de l'utilisation de valeurs moyennes de contenu en azote de lisier auxquelles on apporte certains ajustements pour effectuer des corrections et ainsi tenir compte de certaines caractéristiques d'entreprise. Le recensement agroenvironnemental des exploitations porcines du Québec effectué pour la Fédération des Producteurs de Porcs du Québec en est un exemple (Gilbert *et al.*, 1998). Dans ce cas, l'évaluation de la charge fertilisante a été réalisée à partir de valeurs moyennes de lisier, qui ont été ajustées pour tenir compte des caractéristiques de l'entreprise (par exemple : l'utilisation d'un système multiphases menait à l'utilisation d'une réduction de 10% de la charge, l'utilisation d'acides aminés de synthèse réduisait de 10 % la charge, *etc.*). Dans ce type d'évaluation, les interactions entre les différentes caractéristiques des entreprises ne sont pas nécessairement bien représentées. Par exemple, l'impact relatif d'une réduction des superficies de volatilisation d'azote ammoniacal ne sera pas le même si le pH du lisier est modifié par des changements dans l'alimentation.

Afin de permettre une meilleure estimation de la charge en azote des effluents d'origine porcine à l'échelle régionale, une nouvelle méthode devrait permettre d'une part, d'effectuer une évaluation plus exacte de l'offre en azote des entreprises en considérant les interactions, et d'autre part, d'estimer l'impact des changements de gestion des animaux et des rejets à l'échelle de l'entreprise. La simulation apparaît comme un outil privilégié pour évaluer le comportement dynamique des différents facteurs qui contribuent à l'hétérogénéité des entreprises porcines québécoises.

Une approche par simulation est d'autant plus intéressante qu'elle permet d'agir de manière proactive à l'échelle des régions. Ce projet se compose de deux grandes parties : la première est la construction et la validation d'un modèle mathématique de l'entreprise porcine. La seconde est l'étude, à l'aide de ce modèle de

l'effet de l'hétérogénéité des entreprises porcines sur les quantités d'azote dans les effluents d'entreprises. Ce rapport présente la première partie de ce projet, c'est-à-dire la construction du modèle.

2. Considérations théoriques

Le contenu en azote des effluents des entreprises de production porcine dépend de l'excrétion d'azote des animaux et des pertes d'azote vers l'atmosphère sous forme ammoniacale. Les principaux facteurs influençant ces deux quantités sont présentés dans cette section.

2.1 Facteurs influençant l'excrétion d'azote par les animaux

L'alimentation est un facteur clé qui influence la quantité d'azote contenu dans les déjections porcines car seule une faible fraction de l'azote ingéré est retenue par ces animaux. Par exemple dans le cas des porcs en engraissement, c'est en moyenne moins de 30% de l'azote ingéré qui est retenu (Lenis, 1989). Dans le cas d'animaux de reproduction, la fraction de l'azote ingéré retenue est encore plus faible, soit environ 5 à 10 % respectivement dans le cas des truies en lactation et en gestation (Comité ad hoc sur l'agroenvironnement & CPAQ, 1998). Conséquemment, une fraction très importante de l'azote ingéré par les animaux se retrouve dans le lisier.

Deux approches complémentaires principales passant par l'alimentation peuvent être utilisées pour réduire les quantités d'azote rejetées par les animaux. Ces deux approches tentent de réduire la quantité d'azote dans les rejets des animaux et ce, sans toutefois nuire aux performances zootechniques (Henry & Dourmad, 1993; Lenis, 1989). Il s'agit pour la première, d'assurer une meilleure adaptation de l'aliment aux besoins des animaux et pour la seconde, d'améliorer la balance en acides aminés de la protéine donnée. En plus de ces deux approches, le mode de distribution de l'aliment influence la fraction consommée et la fraction gaspillée par les animaux. Finalement, certaines caractéristiques des animaux influencent la proportion d'azote retenu. Ces quatre points sont discutés ci-bas.

2.1.1 Adaptation de la quantité de protéines en fonction des besoins des animaux (alimentation multiphases)

Les besoins en azote des animaux changent en fonction de leur stade physiologique. Une meilleure adaptation de l'aliment aux besoins des animaux, tout au long de leur séjour dans l'entreprise, peut être obtenu en s'assurant que les quantités de protéines et d'acides aminés données sont ajustées en fonction du potentiel de croissance des animaux et de leur statut physiologique (Henry *et al.*, 1979). La distribution de moulées spécifiques à des stades correspondants appropriés est appelée alimentation multiphases. Le nombre de phases de formulation peut aller d'une à plusieurs, voir même à un système en continu composé d'un mélange en différentes proportions de deux aliments différents, ajusté à intervalle journalier ou supérieur. L'impact de ce facteur peut être très important. Par exemple, des réductions de l'excrétion allant de 20 à 25% ont été observées avec l'utilisation de deux diètes différentes pour les truies en gestation et en lactation plutôt qu'une seule diète commune (Everts, 1994; Guillou *et al.*, 1993). Dans le cas des porcs en engraissement, une réduction de 8% de l'azote contenu dans le lisier a été mesurée lorsque des diètes différentes étaient utilisées pour la phase de croissance (17.8 % protéines brutes) et celle de finition (15.4 % protéines brutes), comparativement à l'utilisation d'une diète unique pour l'ensemble de la période d'engraissement (17.5 % protéines brutes) (Latimier & Dourmad, 1993).

2.1.2 Balance des acides aminés

La seconde approche de réduction de l'azote dans les rejets consiste à améliorer la balance des acides aminés dans la ration afin de permettre une réduction de la quantité totale de

protéines distribuées (Henry & Dourmad, 1993).

« Les fractions non digestibles, non disponibles pour le métabolisme, non équilibrées et celles en excès ne peuvent être utilisées par l'animal et par conséquent, elles peuvent être réduites sans affecter sa croissance » (Jean dit Bailleul *et al.*, 1997).

Les méthodes actuelles optimisent généralement le mélange d'ingrédients avec pour seul objectif de minimiser le coût économique du mélange. Hors, une formulation incluant un objectif environnemental en plus d'un objectif économique permettrait d'améliorer la balance des acides aminés tout en ne coûtant que légèrement plus cher. L'ajout d'un paramètre environnemental dans l'algorithme traditionnel de formulation de l'aliment permettrait théoriquement une réduction de la protéine consommée de 22,6% tout en générant une augmentation du coût de l'alimentation inférieure à 3% (Jean dit Bailleul *et al.*, 1997).

2.1.3 Mode de distribution

Lorsque l'aliment est distribué directement sur le parquet, une fraction de celui-ci n'est pas consommée et est gaspillée. Selon certains intervenants dans le milieu porcin, cette fraction pourrait atteindre jusqu'à 15% de la ration alimentaire.

2.1.4 Les caractéristiques des animaux : génétique et facteurs de régie

Plusieurs caractéristiques de performances recherchées dans l'amélioration génétique des animaux ont un impact sur la quantité d'azote dans les déjections. Une meilleure performance en croissance est habituellement liée à une meilleure capacité de déposition protéique. De manière générale, une augmentation de la productivité des animaux est associée à une réduction des rejets azotés. Certaines lignées génétiques ont une capacité de déposition protéique plus élevée que d'autres. Les animaux ayant un plus grand pourcentage de muscle ont généralement une plus grande capacité de rétention de l'azote alimentaire (Dourmad *et al.*, 1992). Une diminution de l'indice de consommation (une meilleure conversion alimentaire) permet de réduire les rejets azotés (Fillion, 1995).

Un effet du génotype et du sexe sur l'ingestion alimentaire, l'indice de consommation, le gain de poids moyen quotidien et les caractéristiques de carcasse a été observé (Quiniou *et al.*, 1994). Chacun de ces facteurs a un effet sur la rétention d'azote et, conséquemment, ces facteurs agissent sur la quantité d'azote que l'on retrouve dans les lisiers. Quiniou *et al.* (1994) ont observé un rejet azoté inférieur d'environ 11% chez les animaux Piétrain croisés LargeWhite comparativement aux LargeWhite purs.

Une augmentation du nombre de porcelets par portée a été associée à une réduction de la charge en azote des déjections (Dourmad *et al.*, 1992).

La génétique influence les indices de performance des animaux sans nécessairement être seule en cause. Il est clair que la condition générale des animaux et différentes conditions de régie ont aussi une influence sur la productivité des animaux. Il est souvent difficile d'attribuer les performances exclusivement à l'un ou l'autre des ces facteurs. Pour cette raison, c'est donc souvent via des indices de performance et non directement des caractéristiques de génétique ou de régie que des comparaisons dans le contenu des rejets ont été effectuées. L'amélioration de la performance des animaux via la génétique et l'amélioration des conditions d'élevage est donc aussi une manière de réduire le contenu en azote des déjections.

2.2 Les pertes gazeuses ammoniacales

L'ammoniac (NH_3) est émis vers l'environnement à partir des bâtiments de production animale, à partir des réservoirs de stockage de lisier (de Bode, 1991; Sommer *et al.*, 1993) ainsi que pendant et après l'épandage sur les champs (Klarenbeek & Bruins, 1991; Svensson, 1994). L'ammoniac est un gaz azoté

qui est très soluble dans l'eau et qui se volatilise au contact de l'air libre. Le lisier et l'urine représentent donc une source d'émission de ce gaz. Au Québec, des valeurs de volatilisation représentant 25 % et 5% de l'azote excrété par les animaux sont proposées pour la volatilisation dans le bâtiment et à partir de la fosse respectivement (Comité ad hoc sur l'agroenvironnement & CPAQ, 1998). Ailleurs, Dourmad *et al.*, (1999) considèrent des pertes d'azote par volatilisation dans le bâtiment représentant environ 25% de l'azote total excrété par les animaux. Sommer & Thomsen, (1993) estiment que les pertes annuelles à partir de la fosse seulement représenteraient environ 8% de l'azote total de la fosse et environ 12% de l'azote ammoniacal.

2.2.1 Les sources de volatilisation d'ammoniac

L'ammoniac est un produit de la conversion des composés azotés présents dans les déjections animales. En production porcine, la majeure partie de l'ammoniac volatilisé provient de l'urée contenue dans l'urine des animaux (Muck & Steenhuis, 1981). Il s'ensuit que les principales sources de volatilisation sont le lisier entreposé dans les bâtiments, sous les planchers ou dans des rigoles ainsi que les flaques d'urines sur les planchers. Dans une moindre mesure, les animaux ou les murs souillés peuvent générer une certaine volatilisation. L'importance de l'urée comme source d'ammoniac découle, d'une part, du fait que celle-ci représente la majeure partie de l'azote présent dans l'urine et que la fraction urinaire de l'azote excrété est importante (Näsi, 1993; Pfeiffer & Henkel, 1991). D'autre part, son importance provient de la facilité avec laquelle l'urée est hydrolysée en dioxyde de carbone et en ammoniac en présence de l'enzyme uréase.

$$CO\left(NH_2\right)_2 + H_2O \xrightarrow{\text{uréase}} 2\,NH_3 + CO_2 \qquad (1)$$

À titre d'exemple, pour les porcs en engraissement, la proportion de l'azote excrété qui se trouve dans l'urine est approximativement de 70% contre 30% dans les fèces (Jongbloed & Lenis, 1992). Cette proportion peut cependant varier de manière importante en fonction de la diète (Canh *et al.*, 1997).

L'hydrolyse de l'urée est catalysée par l'enzyme uréase, une enzyme produite par une grande variété d'organismes microbiens (Bremner & Mulvaney, 1978; Tillman & Sidhu, 1969) qui sont présents dans les fèces mais non dans l'urine (Elzing & Swierstra, 1993). La déposition d'urine sur un sol propre et exempt de fèces ne génère pas de volatilisation d'ammoniac (Elzing & Swierstra, 1993). Les planchers en production porcine sont aisément souillés par des fèces et une telle situation est cependant peu fréquente. L'activité uréase semble d'ailleurs se maintenir pendant plusieurs jours sur un sol qui a été souillé par des fèces mais diminue tout de même avec le temps si de nouvelles fèces ne sont pas déposées (Elzing & Swierstra, 1993). L'hydrolyse de l'urée est très rapide et presque aucun délai n'est observé entre le moment de la miction et la volatilisation d'ammoniac à partir du plancher (Aarnink *et al.*, 1996; Elzing & Swierstra, 1993). Cette rapidité est vraisemblablement le résultat de l'activité très élevée de l'enzyme uréase qui catalyse l'hydrolyse de l'urée contenue dans l'urine en azote ammoniacal (Elzing & Swierstra, 1993).

Bien que l'azote organique contenu dans les fèces soit aussi une source de formation d'ammoniac, et donc, de volatilisation, sa dégradation lors de la digestion anaérobique est un processus beaucoup plus lent que celui de l'hydrolyse de l'urée (Wellinger & Kaufmann, 1982; Zeeman, 1991). Des calculs à partir de modèles montrent que seule une petite partie de l'ammoniac est formée par la dégradation des protéines non digérées dans le lisier. Ainsi, même après une période d'entreposage de plus de 300 jours, cette quantité représenterait seulement 25% de l'azote ammoniacal contenu dans le lisier (Aarnink *et al.*, 1993).

En résumé, toutes les surfaces couvertes d'urine ou de lisiers représentent des sources de volatilisation d'ammoniac. Dans l'entreprise

porcine, ces surfaces sont constituées principalement du lisier accumulé sous le plancher latté ou dans un dalot, des flaques d'urine sur le plancher, du lisier dans la préfosse et du lisier dans la fosse.

2.2.2 Facteurs qui influencent la volatilisation de l'ammoniac

Les facteurs qui influencent la volatilisation de l'ammoniac peuvent agir à plusieurs niveaux. Certains agissent sur les superficies de volatilisation alors que d'autres agissent sur la vitesse de volatilisation en un point donné.

2.2.2.1 Proportion de lattage et matériau de lattage

Ce facteur agit sur la taille des superficies de volatilisation. En engraissement, le plancher peut être plein ou latté et ce, dans différentes proportions. Lorsque le lisier est entreposé temporairement ou en permanence sous le plancher, la superficie lattée correspond généralement à la superficie du lisier entreposé. Donc, plus la superficie lattée est importante, et plus la superficie de volatilisation à partir du lisier entreposé est importante. En contrepartie, moins la superficie lattée est importante et plus grande est la superficie de plancher plein qui peut être souillée par les porcs. Dans des conditions de température et de densité animale normales, les porcs préfèrent déféquer et uriner sur la partie lattée de l'enclos plutôt que sur la section solide du plancher. Une augmentation de la densité ou de la température peut cependant les inciter à uriner sur les zones de plancher plein plutôt que latté, ce qui augmente la superficie totale de volatilisation (Aarnink *et al.*, 2001).

Dans les maternités, la relation entre la fraction lattée du plancher et la superficie d'entreposage sous le plancher n'est pas nécessairement valable puisque dans ce cas, il est possible que le lisier soit entreposé sous le plancher à la grandeur de la pièce même si seulement une fraction des espaces réservés aux truies est lattée.

De manière générale, la volatilisation provenant d'un bâtiment avec des planchers complètement lattés est plus élevée que celle d'un bâtiment dont les planchers ne sont que partiellement lattés (Hoeksma *et al.*, 1992; Mannebeck & Oldenburg, 1991). Durant la période de pouponnière, une diminution de 20% ($P<0.01$) de la volatilisation lorsque le lattage du plancher passait de 50% à 25% a été observée (Aarnink *et al.,* 1996). Durant la période d'engraissement, ils ont observé réduction de 10% mais qui était non significative statistiquement.

La proportion de volatilisation de l'ammoniac provenant respectivement du plancher souillé et du lisier sous le lattage dans les enclos des porcs en engraissement a été évaluée pour différentes conditions de lattage. La proportion de la volatilisation provenant du plancher dans des conditions de lattage allant de 25 à 62% a été estimée comme allant d'environ 40% à 23% respectivement, la balance provenant du lisier sous le plancher (Aarnink *et al.*, 1996; Hoeksma *et al.*, 1992). Dans ces deux études, une partie de la volatilisation pouvait aussi venir des animaux souillés par leur urine ou des parois souillées des enclos. Cependant, la superficie du plancher qui est souillée par l'urine peut être estimée visuellement et prise en considération dans la prédiction de la volatilisation (Aarnink *et al.*, 1996).

Comme pour leur localisation, la fréquence des mictions et des défécations des porcs à l'engraissement ne semble pas être influencée par le pourcentage de lattage du plancher (Aarnink *et al.*, 1996). Le type de matériau utilisé pour le lattage du plancher influence la capacité des lattes à retenir l'urine ou à la laisser tomber jusque dans le lisier entreposé sous le plancher. Théoriquement, les matériaux plus rugueux retiennent une plus grande proportion de l'urine et devraient ainsi augmenter la superficie totale de volatilisation des enclos, favorisant ainsi une plus grande volatilisation de l'ammoniac à partir du plancher. Des observations conséquentes avec cette hypothèse ont été effectuées (Aarnink *et al.*, 1996; Elzing & Swierstra, 1993).

Finalement, des lattes propres retiennent moins d'urine que des lattes souillées par des fèces (Aarnink & Elzing, 1998).

2.2.2.2 Température et ventilation

L'augmentation de la vélocité de l'air et de la température du lisier augmente le taux de transfert à travers l'interface lisier-air (Bliss *et al.*, 1995; Cumby *et al.*, 1995; Zhang, 1992). Dans des bâtiments d'élevage porcin en claustration, la vélocité de l'air au-dessus de la surface du lisier change lorsque les besoins en ventilation changent (De Praetere & Van Der Biest, 1990; Schulte *et al.*, 1972). De plus, selon le type de ventilation utilisé, la température intérieure change lorsque la température de l'air extérieur change (De Praetere & Van Der Biest, 1990).

Par exemple, dans le cas du lisier non-couvert, brassé fréquemment (une fois par semaine), Sommer & Thomsen, (1993) rapportent une volatilisation de l'ammoniac qui varie en fonction de la vélocité de l'air au-dessus de la surface du lisier et plafonne à environ 12.5 g $N\text{-}NH_3$ m^{-2} $jour^{-1}$ pour une vitesse de l'air de 4 m s^{-1}. Lorsque le lisier est recouvert de paille, le plateau de volatilisation est atteint à une plus grande vélocité de l'air (8 m s^{-1}) et la vitesse de volatilisation est moindre avec un maximum de 5 g de $N\text{-}NH_3$ m^{-2} $jour^{-1}$.

2.2.2.3 Caractéristiques du lisier

Les caractéristiques du lisier influencent la vitesse de volatilisation. L'une des caractéristiques les plus importantes est le gradient de concentration entre l'azote ammoniacal présent dans le lisier ou l'urine et la concentration dans l'air.

Comme l'azote ammoniacal provient en grande partie de la conversion de l'urine, les types d'alimentation qui réduisent la fraction urinaire de l'excrétion d'azote limitent la volatilisation.

L'équilibre entre l'azote non ionisé et l'azote sous forme d'ions ammonium est influencé par le pH et la température du lisier. Plus le pH du lisier est élevé et plus la fraction non ionisée de l'azote ammoniacal est importante. Il s'ensuit que le pH de l'urine et du lisier affectent fortement la volatilisation d'ammoniac (Hoeksma *et al.*, 1993; Stevens *et al.*, 1989). Un abaissement du pH permet donc une réduction de la volatilisation de l'azote ammoniacal.

Les facteurs qui influencent le pH de l'urine ou du lisier influencent la volatilisation d'ammoniac. Des essais d'acidification des lisiers par l'ajout d'acides inorganiques ont été effectués et semblent montrer l'efficacité d'une telle approche pour réduire la volatilisation en milieu expérimental (Frost *et al.*, 1990; Hartung & Phillips, 1994; Molloy & Tunney, 1983; Pain *et al.*, 1990; Stevens *et al.*, 1989; Witter & Kirchmann, 1989). Cette solution n'a cependant pas encore été étudiée à fond tant au niveau technique à grande échelle qu'au niveau de ces implications écologiques (Hartung & Phillips, 1994).

La modification de l'alimentation par l'ajout de sels acidifiants a aussi un impact important sur le pH urinaire et sur le pH du lisier. Par exemple, l'ajout de sel acidifiant dans l'alimentation a permis de réduire le pH de l'urine de porcs de 7.44 à 5.30 résultant en une réduction de la volatilisation de l'ammoniac de 37% (Hendriks *et al.*, 1997).

Le contenu en polysaccharides non-amidonnés (NSP) peut aussi influencer le pH des fèces et du lisier par la formation d'acides gras volatiles (VFA) (Farnworth *et al.*, 1995). L'utilisation d'une diète combinant à la fois une grande quantité de polysaccharides non-amidonnés et une balance en électrolytes réduite permet réduire le pH de l'urine et des fèces sans pour autant changer la quantité totale d'azote excrétée (Canh *et al.*, 1998).

3. Méthodologie

Afin de s'assurer que le modèle mathématique permettrait de représenter l'hétérogénéité des entreprises, un modèle iconique des réservoirs et flux a été construit et validé. Comme ce modèle devait permettre d'insérer les

paramètres ayant une grande influence sur l'excrétion d'azote et sur la volatilisation de l'azote ammoniacal à différents niveaux de l'entreprise, la première étape a été d'identifier ces paramètres influents. Ensuite, le modèle iconique a été formalisé mathématiquement à l'aide d'équations relevées dans la littérature puis informatisé pour construire le modèle d'entreprise. Une analyse de sensibilité a été effectuée pour identifier les paramètres ayant l'impact le plus critiques sur le comportement du modèle. Une validation empirique minimale a été effectuée pour valider le modèle final d'entreprise. La méthodologie utilisée pour chacune de ces étapes est présentée dans cette section. Tout au long de ce rapport le terme réservoir sera utilisé pour désigner tout élément accumulateur d'azote. Par exemple, le plancher recevant les mictions est un réservoir d'azote. Dans cet exemple, les mictions sont des flux entrant et les chutes vers le sous-plancher des flux sortant du réservoir « plancher ».

3.1 Définition des paramètres de scénarios et des paramètres fixés

Durant cette démarche, il s'est avéré utile de distinguer certains concepts tels que le site de production et l'entreprise. À cet effet nous avons choisit d'utiliser les définitions utilisées dans le rapport sur le recensement agroenvironnemental des entreprises porcines du Québec (Gilbert *et al.*, 1998) et du portrait agroenvironnemental des entreprises porcines du Québec (Pigeon, 1999). Nous définirons donc les « ***sites de production*** » comme étant des lieux géographiquement distincts où s'effectuent des activités d'élevage porcin. Un site de production comprend toujours au moins un bâtiment d'élevage. Une « ***entreprise*** » correspondra à un site de production animale ou à un ensemble de sites de production animale, tous chapeautés par une même personne ou organisation. Il s'ensuit donc que la simulation d'une entreprise porcine particulière peut nécessiter la simulation de plusieurs sites de production. De plus, pour bien refléter l'impact des caractéristiques de gestions et les caractéristiques des bâtiments sur les sites des entreprises nous avons utilisé différents concepts de paramètres. Nous parlerons de « ***paramètres de scénarios*** » pour désigner les paramètres sur lesquelles les producteurs peuvent agir sur le site (ex. : nombres de phases alimentaires, pourcentage de protéines dans l'aliment, âge au sevrage, etc.). Dans le cas de paramètres sur lesquels le producteur a peu de possibilités d'action nous parlerons de « ***paramètres fixés*** » (ex. : type de lattage de plancher, dimension des bâtiments, type de ventilation, etc.). Dans le cas des paramètres fixés, le producteur a fait un choix lors de la construction et ceux-ci ne peuvent plus être modifiés sans nécessiter des investissements considérables. Finalement, la notion de « ***scénario d'entreprise*** » correspond à une combinaison spécifique des valeurs de paramètres de scénarios et de paramètres fixés. Cette dernière notion est nécessaire pour répondre à notre questionnement sur la variabilité des entreprises. C'est pour permettre d'intégrer les scénarios d'entreprise qu'il était essentiel que les paramètres de scénarios et fixées puissent tous être intégrés dans le modèle mathématique.

L'identification et la définition des paramètres de scénarios et des paramètres fixés ont été effectuées presque essentiellement à l'aide de la littérature scientifique mais un nombre restreint de paramètres ont été obtenus lors de discussions avec des intervenants du milieu de la production porcine. Les paramètres de scénario identifiés sont : le pourcentage de protéine dans l'aliment, le pourcentage d'azote excrété urinaire, le pH urinaire, l'utilisation de système économiseurs d'eau (ce qui modifie le volume des déjections journalières), le mode de distribution de l'aliment (qui modifie le pourcentage de gaspillage), la température dans les chambres, le pH moyen du lisier sous le plancher, dans la préfosse, et dans la fosse (via l'alimentation ou l'utilisation d'acidifiants), la

taille moyenne des portées de porcelets sevrés et le gain moyen quotidien (indices de performances reflétant la génétique et la régie). Les paramètres fixés sont le pourcentage de lattage des planchers, l'espace alloué par animal, les superficies des préfosses et fosses, la ventilation et la présence d'une couverture sur la fosse.

Le pourcentage de protéines dans l'aliment ou la température dans les chambres sont des paramètres dont le sens est aisé à interpréter. D'autres paramètres comme le pH urinaire ou le pourcentage d'azote qui est excrété dans l'urine et non dans les fèces nécessitent une explication. Comme indiqué dans la section considération théorique, la composition de l'aliment peut modifier le pH de l'urine. Il nous était présentement impossible d'intégrer dans ce modèle la prédiction du pH à partir de l'alimentation. Des valeurs de pH représentant le résultat d'une alimentation favorisant un pH acide ou basique sont donc directement utilisées comme valeurs d'entrée. Ceci nous permet d'étudier l'impact sur la volatilisation de l'ammoniac et la concentration en azote dans les lisiers de ces pratiques en attendant de pouvoir remplacer ces valeurs de paramètres par un sous-modèle adéquat. Le volume de déjection utilisé représente l'utilisation ou non de divers systèmes économiseurs d'eau (ex. trémie-abreuvoir). Le pourcentage de gaspillage reflète l'effet d'une distribution sur le plancher plutôt que dans une auge ou dans une trémie, ainsi que d'autres facteurs qui pourraient influencer l'accessibilité de l'aliment par les animaux. Le pH moyen du lisier est utilisé pour refléter autant l'utilisation d'une alimentation acidifiante que celle d'ajout d'acides inorganiques ou d'autres réactifs. La taille des portées de porcelets sevrés est le résultat de la génétique et des conditions d'élevage. Encore une fois, la décomposition de l'effet de ces deux facteurs était impraticable et nous utilisons cet indice global comme une valeur d'entrée.

3.2 Modèle iconique

Pour faciliter la représentation de l'entreprise, un modèle iconique des réservoirs et des flux d'azote a été conçu.

L'objectif de la construction d'un modèle iconique était d'obtenir une structure de réservoirs et de flux simplifiée dont les éléments sont présents dans tous les types d'entreprises de production porcine sur gestion liquide des déjections. Cette représentation simplifiée devait être la « brique universelle » nécessaire pour construire toute entreprise de production porcine utilisant une gestion liquide des déjections. Elle devait donc contenir le minimum de types de flux et de réservoirs communs à tous les sites de production porcine. Le modèle iconique correspond donc aux réservoirs et flux d'une entreprise constituée d'un seul site de production, avec un seul bâtiment, une seule salle contenant un seul type animal, une seule préfosse et une seule fosse. Le modèle iconique devait pouvoir servir à construire le modèle mathématique de tout type d'entreprise porcine avec gestion liquide, que cette dernière soit simple ou complexe. Ainsi, la représentation d'une entreprise complexe ne devrait être effectuée que par multiplication du nombre de certains flux et réservoirs.

Ce modèle devait permettre de répondre au questionnement sur la variabilité des entreprises. Par conséquent, il fallait que, même simplifiés, tous les processus impliquant des paramètres de scénarios et des paramètres fixés puissent y être intégrés.

Deux sources d'information ont servi durant la construction du modèle iconique : la littérature scientifique et les « experts »

La consultation du rapport « Le recensement agroenvironnemental des entreprises porcines au Québec » a servi à identifier de la manière la plus exhaustive possible les différentes caractéristiques qui sont rencontrées chez les entreprises de production porcine québécoise et à quantifier leur fréquence. Une recherche a été effectuée à l'aide des bases de données CAB, Agricola et Current Contents afin d'identifier les systèmes de flux et réservoirs déjà décrits

dans la littérature scientifique et pour lesquels des équations étaient disponibles. Plusieurs articles de « revue » récents ont aussi servi de point de départ pour la recherche d'information. Comme les articles consultés étaient spécifiques à certains types de site ou même de phénomènes liés aux flux de l'azote dans les bâtiments, la construction du modèle a été en grande partie effectuée en conjuguant les différentes parties spécifiques décrites.

Des discussions avec des intervenants en production porcine ont eu lieu durant la construction du modèle iconique pour bien comprendre la structure des sites de production porcine et éviter les oublis. Parmi les experts consultés ont trouve des vétérinaires, des agronomes et un groupe conseil en gestion des fumiers. Différentes discussions formelles ou informelles nous ont permis de mieux développer le modèle iconique de ce type de production et de s'assurer de pouvoir inclure les différences de pratiques de production.

La validation logique du modèle iconique de flux et réservoirs a consisté à s'assurer de trois points. Premièrement que les réservoirs et flux présentés dans la littérature pouvaient être situés en un ensemble continu de l'azote alimentaire jusqu'à l'azote contenu dans la fosse. Deuxièmement, que les paramètres de scénarios et fixés recensés pouvaient y être intégrés. Et troisièmement, que le modèle était suffisamment général pour intégrer les flux et réservoirs présents sur les différents types d'entreprises québécoises.

La présentation du modèle iconique à différents intervenants (vétérinaires et agronomes) au fur et à mesure de la construction a constitué une forme de validation par consultation d'expert.

Finalement la visite d'un nombre restreint de sites différents de production porcine a aussi permis une validation empirique partielle du schéma général des flux et réservoirs. Cette dernière étape de validation avait pour rôle de permettre d'identifier les caractéristiques liés aux modes de fonctionnement des employés ou des structures de bâtiments qui pourraient ne pas avoir été discutés avec les vétérinaires ou agronomes ou bien compris de notre part.

3.3 Modèle mathématique

Le modèle mathématique a été construit sur la base du modèle iconique. C'est-à-dire que chacun des flux et réservoirs identifiés a été remplacé par une équation mathématique. Il faut considérer ici que le modèle iconique représente les réservoirs et flux que l'on retrouve sur les différents types de production mais qu'il doit être adapté pour chacun des types. Les différentes étapes de cette construction sont détaillées dans cette section. Comme nous ne reconstruisons pas, dans ce projet les différentes équations, les coefficients des sous-modèles de la littérature qui ont servi à construire le modèle général ne sont pas remis en question.

3.3.1 Choix des équations de flux

Dans le cas particulier de l'excrétion d'azote par les animaux, deux tendances sont présentes dans la littérature : les modèles orientés sur l'excrétion et ceux orientés vers la description de la composition corporelle. Ces derniers sont en général plus complexes et portent sur une échelle plus fine que ne le nécessite notre approche. Pour ces deux raisons et compte tenu des limitations d'obtention de valeurs d'entrée, nous avons favorisé les équations orientées spécifiquement vers l'excrétion. De façon plus générale, lorsque plusieurs équations ou modèles partiels étaient disponibles dans la littérature pour un même flux ou groupe de flux, nous avons favorisé les équations développées pour une situation porcine, les équations dont les intrants sont disponibles plus aisément et les modèles à tendances plus mécanistes.

Cinq critères ont été utilisés pour évaluer le degré de validité des équations choisies. Ils sont présentés au tableau 1.

Tableau 1 : Critères d'évaluation de la validité des équations de flux

Critères	Description
Développé en situation porcine ou dans une situation comparable	Ce critère avait pour but d'identifier les équations les plus susceptibles d'être utilisée dans le cadre porcin. Ce critère a une plus grande importance pour les phénomènes biologiques telles que la rétention d'azote et l'excrétion que pour la volatilisation.
Degré de validation	Le type de validation utilisé permettait d'identifier les équations qui pourraient être plus fragiles ou dangereusement extrapolables
Échelle des valeurs des variables et des paramètres	L'échelle des valeurs des variables et paramètres utilisés dans l'équation est-elle compatible avec les valeurs potentielles d'une entreprise québécoise?
Disponibilité des valeurs	Les valeurs nécessaires pour les paramètres inclus dans l'équation sont-elles susceptibles d'être obtenues dans le contexte prévu ici
Représentation de la variabilité	L'équation est-elle suffisamment riche pour permettre de modéliser l'hétérogénéité des entreprises québécoise quant au flux en question.

3.4 Programmation informatique

La construction informatique devait permettre l'utilisation des équations pertinentes selon la définition du site ou de l'entreprise. Deux étapes de constructions ont eu lieu à l'aide de deux logiciels différents.

Le modèle iconique de flux développé est simplifié et bien que chacun des flux représentés soit présent sur les différents sites de productions, à chacun de ces flux correspondent plusieurs équations pour représenter les différences majeures entre les sites de maternité, de pouponnière ou d'engraissement. Par exemple, on trouve toujours une étape de rétention de l'azote par l'animal, peu importe que le troupeau visé soit composé de porcs en engraissement ou de truies en gestation mais les équations pour ces différents groupes d'animaux sont différentes de façon à représenter la rétention spécifique à chacun. La programmation du modèle a consisté non seulement à formaliser le modèle mathématique sous forme de code informatique mais aussi à permettre la simulation d'entreprises constituées de sites différents.

La construction de l'entreprise à l'aide du logiciel Stella, spécifiquement développé pour la simulation (HPS, 1997) a constitué la première étape de l'informatisation. Bien que cette première programmation aie facilité le développement d'une structure de construction de l'entreprise grâce à une interface graphique conviviale, des contraintes liées au pas de temps nous ont porté à abandonner cette approche.

Par la suite, le langage de programmation inclus dans le logiciel SAS (SAS, 2000) a été choisi pour des raisons de disponibilité et de familiarité locale. La programmation a été orientée de manière à bien délimiter chacun des flux et ainsi faciliter des modifications futures pour tenir compte des avancées scientifiques.

Finalement, les flux programmés ont été simulés avec les données disponibles dans les articles dont provenaient les équations pour s'assurer que la version informatique de l'équation produisait le même résultat.

3.5 Validation du modèle mathématique informatisé

La validation empirique du modèle a été effectuée à partir de données de la littérature et de données récoltées pour ce projet.

3.5.1 Validation à l'aide de données provenant de la littérature

Dans un premier temps, les valeurs moyennes pour les paramètres de scénario ou les paramètres fixés ont été utilisés pour représenter des entreprises moyennes pour différents types possibles de sites (maternité, engraissement, pouponnière). Ensuite les sites ont été simulés en utilisant respectivement les valeurs extrêmes, élevées ou basses, et les résultats de simulation ont été comparés avec les valeurs de médianes, de quartiles 25 et de quartiles 75 disponibles dans le Guide régional sur la composition des fumiers et lisiers utilisés sur les fermes de la Montérégie-Est (Choquette *et al.*, 1996-1997).

3.5.2 Validation à l'aide de données récoltées

Deux entreprises différentes ont été échantillonnées pour obtenir une information plus complète sur les caractéristiques des entreprises et sur les valeurs de contenu du lisier respectives autant sous les planchers que dans la fosse. La comparaison des résultats simulés a été effectuée avec les résultats mesurés. La méthode d'obtention des données fut la suivante :

3.5.2.1 Récolte des caractéristiques des entreprises :

Les caractéristiques des entreprises ont été obtenues à l'aide d'un questionnaire. Les questions ont été posées oralement à l'éleveur ou à un employé compétent afin de pouvoir

clarifier les questions si nécessaire. Dans les cas où certaines dimensions n'étaient pas connues par les producteurs, des mesures appropriées ont été effectuées.

3.5.2.2 Récoltes des échantillons

La récolte a été effectuée à la fois à l'intérieur et à l'extérieur des bâtiments.

3.5.2.3 Récolte du lisier dans les bâtiments

Le lisier présent à l'intérieur des bâtiments a été récolté sous les planchers et dans la préfosse à l'aide du dispositif présenté en annexe 1 et qui consiste en un tube de matière plastiques, dont le fond permet l'entrée du lisier mais pas sa sortie. Dans le cas du site de maternité un échantillon composite a été constitué pour chacun des trois groupes d'animaux suivant : les animaux lactation, les animaux en gestation et les animaux en attente de saillie. Une quinzaine de sous-échantillons ont été ainsi prélevés pour constituer chacun des trois échantillons composites. Ces sous-échantillons ont été homogénéisés dans un contenant constitué d'un sac de plastique à l'intérieur d'une chaudière. De ce contenu, 500 ml ont été prélevés pour analyse, pour chacun des groupes respectivement. Dans le cas du site d'engraissement, la récolte des sous-échantillons a été effectuée sous les animaux dans différents parcs puis les sous-échantillons ont été homogénéisés comme pour les animaux en maternité.

3.5.2.4 Récolte de la température

À chaque visite la température ambiante à l'intérieur du bâtiment et la température du lisier ont été prises à l'aide d'un thermomètre digital pour la température ambiante et analogique pour le lisier. La température ambiante a été prise à un mètre du sol et la température du lisier dans les dix centimètres de surface.

3.5.2.5 Récolte du lisier à l'extérieur des bâtiments

Le lisier a été récolté dans la fosse à l'aide du même dispositif que pour le lisier à l'intérieur des bâtiments. Ce dispositif était alors fixé à une perche métallique télescopique afin de permettre un échantillonnage stratifié sur la profondeur. Dans le cas du site de maternité, des sous-échantillons ont été pris à quatre endroits répartis également autour de la fosse tel que présenté au schéma 1 de l' ainsi que de manière à intégrer toute la profondeur de la colonne de lisier. Dans le cas de la lagune du site d'engraissement, les échantillonnages ont été répartis en cinq points le long de côté le plus accessible de la lagune, tel que présenté au schéma 2 de l'annexe 2. L'instrument utilisé permet de prendre une colonne d'un mètre de profondeur à la fois. L'intégration de la colonne entière de lisier peut donc s'effectuer en plusieurs étapes. Par exemple, si la profondeur de lisier dans la fosse est de 1,8 m, le premier mètre de lisier est prélevé au fond puis les 80 cm de surface sont prélevés en une seconde étape. Les sous-échantillons sont homogénéisés comme décrit précédemment et un échantillon de 500 ml est conservé pour analyse.

3.5.2.6 Analyse des échantillons

Les échantillons ont été conservés par congélation avant d'être envoyés pour analyse au laboratoire de physique et de chimie inorganique de l'IRDA à Ste-Foy. Les analyses effectuées par le laboratoire sont la détermination de la concentration en azote total (méthode Kjeldahl), la détermination de la concentration en azote ammoniacal et le pH.

3.6 Analyse de sensibilité

L'analyse de sensibilité a été effectuée dans le but de déterminer l'importance relative de chacun des paramètres d'entré sur les variables de sortie. Elle a aussi servi à déterminer si, pour un paramètre donné, la sensibilité du modèle est égale, peut importe la région du domaine des valeurs possibles pour ce paramètre. Dans les deux cas, les paramètres ont été modifiés un à la fois, tous les autres paramètres étant gardés constants.

1) Identification des paramètres les plus importants.

Les valeurs extrêmes et la valeur centrale que peuvent prendre les paramètres de scénarios et les paramètres fixés ont été utilisées dans cette section de l'analyse de sensibilité. Nous désirions ainsi identifier les paramètres d'entreprise dont l'évaluation de la qualité est la plus cruciale. Nous utiliserons le terme **sensibilité de scénario** pour désigner cette méthode.

Dans cette première étape, nous avons fait varier de manière discrète (trois valeurs, tableau 2) chacun des paramètres d'entrée, un à la fois, sur sa plage plausible de valeurs. La sensibilité a été calculée selon l'équation 2.

$$S_{scénario} = 100\left(\frac{\Delta F}{F_{réf}}\right) \qquad (2)$$

où $F_{réf}$ est la valeur de résultat obtenu lors de la simulation avec les valeurs de référence
□F est la différence de résultats entre une simulation avec les valeurs de référence et celle où un paramètre est modifié

Le résultat est présenté sous forme de pourcentage d'augmentation ou de réduction de la concentration en azote total dans la fosse par rapport à l'entreprise de référence (figure 4). Le tableau 2 présente les valeurs de référence ainsi que les valeurs maximales et minimales attribuées aux paramètres.

2) Évaluation de la sensibilité différentielle du modèle à différents endroits du domaine possible des paramètres d'entrée.

Cette étape a pour but de vérifier si la sensibilité du modèle à la variation d'un paramètre est linéaire et constante peut importe la valeur du paramètre à l'intérieur d'une plage plausible. Le coefficient de sensibilité utilisé dans cette section est dit « relatif ».

Nous utilisons donc le terme **sensibilité relative** (SR) pour référer à cette méthode. Le coefficient utilisé est adimensionnel et exprime le pourcentage de variation du résultat de la simulation qui est engendré par chaque unité de pourcentage de variation du paramètre d'entrée. Ce type d'analyse de sensibilité est local puisqu'il donne de l'information au alentour d'une valeur de référence donnée ou au alentour d'autres valeurs choisies. Le coefficient de sensibilité relatif utilisé est défini par l'équation 3 (Robert *et al.*, 1992).

$$Sr = \frac{\Delta F}{F_{réf}} = \frac{\Delta F}{\left(\Delta x_i / X_{réf,i}\right)} = F_{réf}\Delta\alpha \qquad (3)$$

où □ = $x_i/X_{réf}$
$F_{réf}$ est la valeur de résultat obtenu lors de la simulation avec les valeurs de référence
□F est la différence de résultats entre une simulation avec les valeurs de référence et celle où un paramètre est modifié
□x_i est la différence entre la valeur du paramètre modifié et la valeur de référence pour ce paramètre.

Les valeurs inférieures et supérieures que prennent les paramètres sont indiquées dans le tableau 2. Le □xi utilisé était généralement de l'ordre de 10% **et toujours positif**.

Tableau 2
Valeurs utilisées pour l'analyse de sensibilité de scénario

Paramètres	Unités	Valeur minimale	Valeur médiane	Valeur maximale	Source
% prot. AS	-	12	14.7	18	(Comité ad hoc sur l'agroenvironnement & CPAQ, 1998; Dourmad *et al.*, 1992)
% prot. G	-	12	14.7	18	(Comité ad hoc sur l'agroenvironnement & CPAQ, 1998; Dourmad *et al.*, 1992)
% prot. L	-	12	16.4	18	(Comité ad hoc sur l'agroenvironnement & CPAQ, 1998; Dourmad *et al.*, 1992)
% N urinaire AS	-	0.55	0.7	0.79	(Latimier & Dourmad, 1993)
% N urinaire G	-	0.55	0.7	0.79	(Latimier & Dourmad, 1993)
% N urinaire L	-	0.55	0.7	0.79	(Latimier & Dourmad, 1993)
pH urinaire AS	-	6	7.5	8	(Aarnink & Elzing, 1998; Hendriks *et al.*, 1997)
pH urinaire G	-	6	7.5	8	(Aarnink & Elzing, 1998; Hendriks *et al.*, 1997)
pH urinaire L	-	6	7.5	8	(Aarnink & Elzing, 1998; Hendriks *et al.*, 1997)
Vol. moyen déj. journalières AS	m^3	0.0136	0.0159	0.0199	(CPVQ, 1992)
Vol. moyen déj. journalières. G	m^3	0.0136	0.0159	0.0199	(CPVQ, 1992)
Vol. moyen déj. journalières L	m^3	0.017	0.0255	0.029	(CPVQ, 1992)
% gaspillage AS	-	5	10	15	Approximation
% gaspillage G	-	5	10	15	Approximation
Température plancher AS	°K	283	293	305	
Température plancher G	°K	283	293	305	
Température plancher L	°K	283	293	305	
Température sous-plancher AS	°K	288	293	298	(Aarnink & Elzing, 1998)
Température sous-plancher G	°K	288	293	298	(Aarnink & Elzing, 1998)
Température sous-plancher L	°K	288	293	298	(Aarnink & Elzing, 1998)
Température préfosse	°K	288	293	298	(Aarnink & Elzing, 1998)
pH moyen du lisier sous-plancher AS	-	5	7	8	(Aarnink & Elzing, 1998; Hendriks *et al.*, 1997)
pH moyen du lisier sous-plancher G	-	5	7	8	(Aarnink & Elzing, 1998; Hendriks *et al.*, 1997)
pH moyen du lisier sous-plancher L	-	5	7	8	(Aarnink & Elzing, 1998; Hendriks *et al.*, 1997)
pH moyen du lisier préfosse	-	5	7	8	(Aarnink & Elzing, 1998; Hendriks *et al.*, 1997)
pH moyen du lisier fosse	-	5	7	8	(Aarnink & Elzing, 1998; Hendriks *et al.*, 1997)
Précipitations	m	0	0.5	1	(BPR, 1989)
Taille de la portée	têtes	8	10	12	(Dourmad *et al.*, 1992)

Tableau 2 (suite)

Paramètres	Unités	Valeur minimale	Valeur médiane	Valeur maximale	Source
Superficie par animal As	m^2	0.5	1	2.05	Approximation
Superficie par animal G	m^2	0.5	1	2.05	Approximation
Gain moyen quotidien des porcelets	kg $jour^{-1}$	0.19	0.21	0.23	approximation
Vélocité de l'air, Plancher AS	m s^{-1}	0.08	0.16	0.24	(Aarnink & Elzing, 1998)
Vélocité de l'air, Plancher G	m s^{-1}	0.08	0.16	0.24	(Aarnink & Elzing, 1998)
Vélocité de l'air, Plancher L	m s^{-1}	0.08	0.16	0.24	(Aarnink & Elzing, 1998)
Vélocité de l'air, S-plancher AS	m s^{-1}	0.03	0.06	0.09	(Aarnink & Elzing, 1998)
Vélocité de l'air, S-plancher G	m s^{-1}	0.03	0.06	0.09	(Aarnink & Elzing, 1998)
Vélocité de l'air, S-plancher L	m s^{-1}	0.03	0.06	0.09	(Aarnink & Elzing, 1998)
Vélocité de l'air, Préfosse	m s^{-1}	0.03	0.06	0.09	Approximation
Vélocité de l'aire Fosse	m s^{-1}	0.16	2	4	Approximation

4. Description du modèle

4.1 Généralités

Les sites de productions porcines peuvent être caractérisés par le type d'animaux qu'on y trouve et on peut, par exemple, parler d'un site d'engraissement ou de maternité. Il est possible de trouver une combinaison de ces types de production sur un site. En fait, au Québec, toutes les combinaisons de types d'entreprises peuvent être rencontrées. Ainsi, il existe des sites de maternité, de maternité-pouponnière, de maternité-engraissement, de pouponnière, d'engraissement et de pouponnière avec engraissement. L'unité de base du modèle à construire est le site de production puisque la charge associée à l'entreprise peut être obtenue par la somme de la charge des différents sites qui la compose.

Les sites de production peuvent être regroupés en deux modes de fonctionnement distincts pour la modélisation : un mode par chambre et un mode généralement désigné par « tout plein tout vide ». Dans le cas de la gestion par chambre, il y a chaque semaine un nombre assez constant d'animaux dans chacune des catégories qui composent le site de production, par exemple, il y a toujours approximativement le même nombre de truies gestantes dans une maternité. Dans le cas d'une gestion de type tout plein tout vide par bâtiment, que l'on retrouve surtout en engraissement, c'est l'ensemble des animaux qui entre et sort du bâtiment au début et à la fin d'un cycle. Pour cette raison, les caractéristiques du troupeau comme le poids moyen des animaux par exemple, varient durant la période de simulation.

Comme le nombre d'entreprises gérées en mode solide est marginal au Québec, le modèle construit est restreint à la gestion sous forme liquide.

4.2 Le modèle iconique des réservoirs et des flux

La figure 2 présente le schéma final du modèle général des flux et réservoirs retenu pour un site de production porcine. Une description succincte de chacun des éléments de cette figure est présentée immédiatement à la suite de la figure.

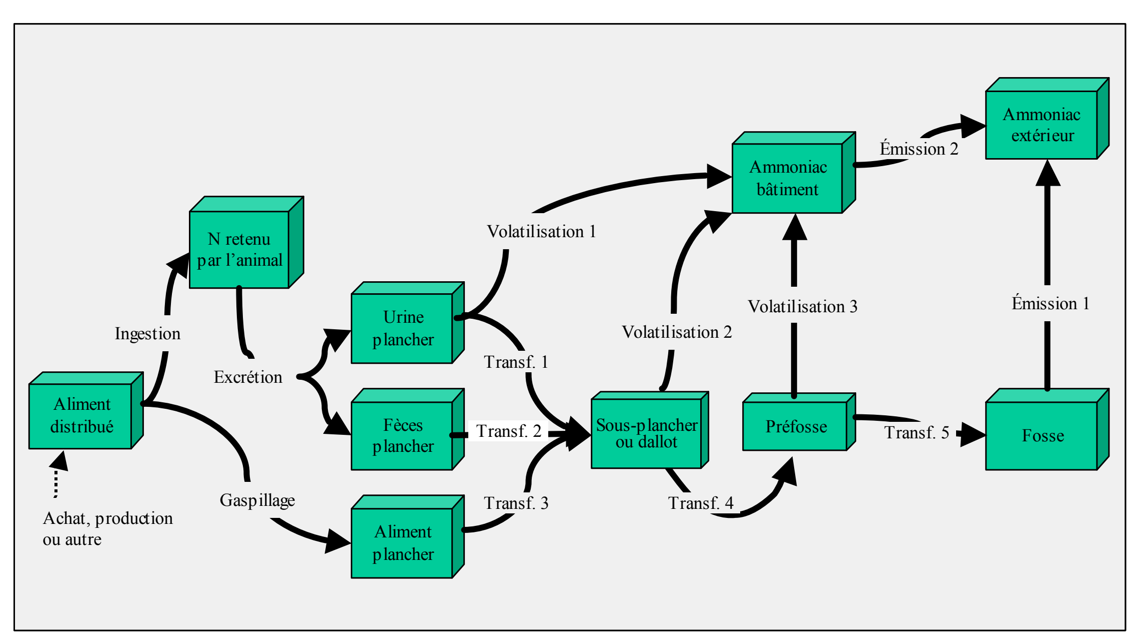


Figure 2. Schéma iconique des réservoirs et flux d'azote d'un site de production porcine

Légende

Aliment distribué : Seul intrant externe d'azote considéré

Nretenu par l'animal : Dans le cadre de cette modélisation, le réservoir « animal » est utilisé pour calculer la quantité journalière d'azote retenu par animal de chaque type.

Urine plancher : Azote provenant des mictions et source de volatilisation.

Fèces plancher : L'azote contenu dans les fèces, considéré comme une source négligeable de volatilisation.

Aliment plancher : Aliment qui n'est pas ingéré par l'animal lorsque la distribution est effectuée à même le sol. Il ne s'agit pas d'une source de volatilisation d'ammoniac.

Sous-plancher : Existe uniquement dans les entreprises dont le plancher est au moins en partie latté. La superficie de cette surface d'émission peut être restreinte à l'aire du lattage dans le cas de certaines entreprises d'engraissement mais peut aussi faire l'ensemble de la pièce dans le cas de certaines maternités.

Dalot : Ce réservoir d'azote existe uniquement dans les entreprises dont le plancher n'est pas latté et est présent derrière les animaux.

Pré-fosse : Structure d'entreposage temporaire. Source de volatilisation

Fosse : Structure finale d'entreposage du lisier. Source de volatilisation d'ammoniac.

Ammoniac bâtiment : Azote ammoniacal contenu dans l'air du bâtiment et provenant de la volatilisation.

Ammoniac extérieur : Considéré ici comme un puits dans le système

Ingestion : Unique source d'entrée d'azote dans notre système

Gaspillage : Résulte de l'incapacité des animaux à ingérer toute la moulée lors d'une distribution sur le parquet.

Excrétion : L'azote non retenu contenu dans les fèces et l'urine.

Volatilisation 1 : Volatilisation à partir de l'urine sur le plancher.

Volatilisation 2 : Dans les cas ou le lisier est stocké temporairement sous le plancher, il y a volatilisation d'azote ammoniacal à partir de cette surface. Lorsque présente, cette structure peut être la plus importante source de volatilisation d'ammoniac dans le bâtiment.

Volatilisation 3 : Volatilisation d'azote ammoniacal à partir du lisier entreposé dans la préfosse.

Émission 1 : L'émission à partir de la fosse se fait aussi à partir de l'azote ammoniacal.

Émission 2 : Le transfert de l'azote ammoniacal vers l'extérieur via la ventilation du bâtiment.

Transf.1 : Correspond à la chute d'azote au travers des lattes du plancher.

Transf.2 : On considère que l'ensemble de l'azote contenu dans les fèces tombe éventuellement sous le plancher

Transf.3 : Le transfert de l'azote provenant de l'aliment se fait par chute au travers des lattes du plancher.

Transf.4 : Le transfert mécanique de l'azote contenu dans le lisier du sous-plancher vers la préfosse.

Transf.5 : Transfert de l'azote contenu dans le lisier, de la préfosse vers la fosse

4.3 Modèle mathématique : équations de flux

Les différentes équations qui composent le modèle mathématique sont présentées dans cette section. La nomenclature utilisée dans cette section est présentée dans les tableaux 3 et 4.

Tableau 3. Notation utilisée dans les équations : paramètres

Identifiants	Définitions	Équations
A	Superficie de volatilisation, m^2	23
Alim_dist	Quantité journalière d'aliment distribué à un animal, kg $jour^{-1}$	4,5,22
Alim_gasp	Quantité journalière d'aliment gaspillé (non ingéré) pour un animal, kg $jour^{-1}$	5
Alim_ing	Quantité journalière d'aliment ingéré par un animal, kg $jour^{-1}$	4,5,6,8
Cpn	Coefficient de correction pour le numéro de parité, sans dimension	11,12
ctan	Concentration totale en azote ammoniacal, mol m^{-3}	23,32
CU	Concentration d'urée dans une flaque d'urine, mol m^{-3}	29,30
DEI	Contenu en énergie digestible ingéré par jour, MJ $jour^{-1}$	11,12
f	Fraction non-ionisée de l'azote ammoniacal, (décimale)	23,26
GMQ	Gain moyen quotidien, kg $jour^{-1}$	20
H	Constante de Henry, sans dimension	23,27
k	coefficient de transfert de masse de l'azote sous forme d'ammoniac, m s^{-1}	23,24
Km	constante de Michaelis, mol m^{-3}	30
LGR	Taux de croissance de la portée, kg $jour^{-1}$	14,15
LS	Taille de la portée, tête	14,15
LYS	Quantité journalière de lysine ingérée, g $jour^{-1}$	13
MUS	Pourcentage de muscle de la carcasse, (décimale)	18,19
N	Azote, g $jour^{-1}$	13
N_gasp	Azote gaspillé (non ingéré) par animal par jour, g $jour^{-1}$	21
NCr	Azote journalier ingéré dans la moulée à porcelet complémentaire, g $jour^{-1}$	14,15
NE	Azote journalier excrété par animal, g $jour^{-1}$	9,15,28
NI	Azote journalier ingéré par animal, g $jour^{-1}$	8,9,11,12
NR	Azote journalier retenu par animal, g $jour^{-1}$	9,11,12,13,15,16,21
PBW	Masse corporelle de protéine, kg	21
pH	pH, sans dimension	26
Prct_gasp	Proportion de l'aliment journalier gaspillé par animal, kg $jour^{-1}$	22
Prct_N	Contenu moyen en azote de la protéine, (décimale)	8
PrctNUrinaire	Fraction urinaire de l'azote excrétée, (décimale)	28
Prct_prot	Pourcentage de protéine dans l'aliment, (décimale)	8
PrctNUrinaire	Proportion de l'azote excrété qui est contenu dans l'urine, sans dimension	28
PV	Poids vif, kg	7,19
PVi	Poids vif initial au début de la période de croissance, kg	20

Tableau 3 (suite)

Sm	Taux de conversion maximum de l'urée, mol m^{-3} s^{-1}	30
t	temps écoulé depuis de début de la gestation, jour	11
T	température, °K	24,26,27
Tan	Quantité d'azote ammoniacal, mol	31,32
U	Quantité d'urée dans une flaque d'urine, mol	30,31
U	Concentration d'urée dans la miction, mol m^{-3}	30,31
UI	Quantité initiale d'urée dans la miction, mol	28,29
v	Vélocité de l'aire, m s^{-1}	24,25
V	Taux de ventilation, m^3 s^{-1} m^2r	25
VFI	Ingestion Volontaire d'aliment, kg $jour^{-1}$	6,7
Vola	Volatilisation de l'azote ammoniacal, mol s^{-1}	23,31
Volmict	Volume approximatif moyen d'une miction, m^{-3}	29,31,32

Tableau 4. Notation utilisée dans les équations : indices et coefficients de régression

Identifiants	Définitions	Équations
Indices		
0	Initial	29
AS	Truies en attente de saillies	12
Cr	Porcs en engraissement (croissance et/ou finition)	16
G	Truies en gestation	11
L	Truies en lactation	13,14
Lait	Contenu dans le lait durant la lactation	12
n	identifiant de la phase d'alimentation	10,21
NH3	Ammoniac	24
NS	Porcelets non-sevrés (avec la mère)	15
P	Porcelets sevrés, en pouponnière	10,21
t	Temps, s	30
Coefficients de régression		
a	Voir texte	16,17
a_1	-7	7
a_2	50.1	24
a_3	4.62	25
a_4	1431	27
b	Voir texte	16,19
b_1	47.05	7
b_2	0.106	25
c_1	-0.138	7
I	Voir texte	19
K	Voir texte	20

Équations utilisées

4.3.1 Ingestion alimentaire

Lorsque l'aliment est distribué dans une auge ou une trémie on considère qu'il n'y a pas de gaspillage. Dans ce cas, la quantité ingérée par animal à alimentation restreinte correspond à la ration journalière distribuée.

$$\text{Alim_ing} = \text{Alim_dist} \quad (4)$$

Lorsque la distribution est effectuée sur le plancher et que l'alimentation est restreinte, une fraction est soustraite pour correspondre au gaspillage

$$\text{Alim_ing} = \text{Alim_dist} - \text{Alim_gasp} \quad (5)$$

Pour les animaux à alimentation *ad libitum* une estimation de la quantité ingérée volontairement par animal est donnée par (Dourmad *et al.*, 1992) :

$$\text{Alim_ing} = \text{VFI} \quad (6)$$

$$\text{VFI} = a_1 + b_1(\text{PV}) + c_1(\text{PV}^2) \quad (7)$$

4.3.2 Azote ingéré

La quantité journalière d'azote ingérée est déterminée par la quantité d'aliment ingéré, le contenu en protéine de cet aliment et le pourcentage d'azote dans la protéine.

$$\text{NI} = (\text{Alim_ing})(\text{Prct_prot})(\text{Prct_N}) \quad (8)$$

4.3.3 Excrétion d'azote

L'excrétion d'azote est obtenue par soustraction de l'azote retenu par les animaux de l'azote ingéré (Dourmad *et al.*, 1992). Dans le cas particulier des porcelets en pouponnière, une valeur moyenne d'excrétion journalière est calculée pour chacune des phases d'alimentation.

$$\text{NE} = \text{NI} - \text{NR} \quad (9)$$

$$\text{NE}_P = (\text{NI}_1 - \text{NR}_1) + \ldots + (\text{NI}_n - \text{NR}_{n-1}) \quad (10)$$

Afin de tenir compte des différences physiologique entre les différents types d'animaux, des équations spécifiques sont utilisées pour calculer l'azote retenu par les truies en lactation, les truies en attente de saillie, les truies en gestation, les porcelets non-sevré, les porcelets sevrés et les porcs en engraissement (Dourmad *et al.*, 1992).

Truies en gestation

$$\text{NR}_G = \text{Cpn} + 0.88\{[-57.9 + 10.2\ln(\text{NI}_{gest})] + 8.0\ln(\text{DEI}_{Gest}) - 2.72e^{(0.0001t)}\} \quad (11)$$

Truie en attente de saillie

$$\text{NR}_{AS} = \text{Cpn} + 0.88\{[-55.2 + 10.2\ln(\text{NI}_{AS})] + 8.0\ln(\text{DEI}_{AS})\} \quad (12)$$

Truies en lactation

Dans le cas des truies en lactation, la quantité d'azote retenue par la truie inclus aussi l'azote transféré dans le lait pour les porcelets :

$$\text{NR}_L = -16.9 + 1.41\,\text{LYS} - 0.58\,\text{N}_{Lait} \quad (13)$$

$$\text{N}_{Lait} = 25.7\,\text{LGR} + 0.42\,\text{LS} - (\text{NCr})(0.60/0.88) \quad (14)$$

Porcelets non-sevrés

La quantité d'azote excrétée par les porcelets est obtenu par fonction de la croissance

$$\text{NE}_{NS} = 0.12(25.7\,\text{LGR} + 0.42\,\text{LS}) + 0.32\,\text{NCr} \quad (15)$$

Porcs en engraissement

$$\text{NR}_{Cr} = (1/6.25)(b)(e^a)(0.915)^{(b-1)}(\text{BW})^{(1.009)(b-1)}(0.923\,\text{BW})^{0.009}(-1)(\text{BW})\ln(\text{BW/K}) \quad (16)$$

avec $a = -0.9892 - 0.0145\,\text{MUS}$ (17)

$$b = 0.7518 + 0.0044\,\mathrm{MUS} \quad (18)$$

$$I = 0.01311 - 0.00025\,\mathrm{PV} \quad (19)$$

$$K = -147 + 1.57\,\mathrm{PVi} + 482\,\mathrm{GMQ} \quad (20)$$

Porcelets sevrés (en pouponnière):

$$\mathrm{NR}_{\mathrm{P_n}} = (1/6.25)\,(\mathrm{PBW}_{\mathrm{P_{n-1}}} \;\; \mathrm{PBW}_{\mathrm{P_n}}) \quad (21)$$

4.3.4 Gaspillage

La fraction de l'azote distribuée qui est gaspillée est entrée de façon arbitraire par l'utilisateur sous forme de pourcentage.

$$\mathrm{N_gasp} = (\mathrm{Prct_gasp})(\mathrm{Alim_ing}) \quad (22)$$

4.3.5 Volatilisation de l'azote ammoniacal

4.3.5.1 Volatilisation à partir des planchers

La volatilisation à partir des planchers vient des flaques d'urine. La volatilisation est estimée pour une flaque d'urine puis multipliée par le nombre de mictions journalières de chacun des types animaux présents dans le bâtiment. Il en résulte une estimation de la volatilisation moyenne associée à chacun des types animaux. Lorsqu'une miction est effectuée sur la miction précédente, nous considérons que la première flaque d'urine est remplacée par la seconde. Dans le cas des animaux gardés individuellement (reproduction) nous considérons que les mictions se font au même endroit. Il s'ensuit qu'une flaque d'urine émet de l'ammoniac jusqu'à ce qu'elle soit remplacée par la suivante. Dans le cas des animaux en pouponnière et en engraissement, où plusieurs individus sont claustrés dans le même parc, une fonction aléatoire est utilisée pour déterminer la durée de volatilisation d'une flaque d'urine en fonction du nombre d'animaux dans le parc.

La volatilisation d'ammoniac dépend de la concentration en azote ammoniacal total dans la flaque d'urine, de la superficie la flaque, de la température, de la vélocité du vent et du pH de l'urine. L'équation générale de volatilisation est la suivante (Aarnink & Elzing, 1998):

$$\mathrm{Vola}_{\mathrm{NH_3}} = \frac{k \cdot A \cdot f \cdot \mathrm{ctan}}{H} \quad (23)$$

Le coefficient de transfert de masse (*k*) dépend de la vélocité de l'air à la surface et de la température. L'équation utilisée est suivante (Aarnink & Elzing, 1998):

$$k = \mathrm{a}_2 (v)^{0.2}\,\mathrm{T}^{-1.4} \quad (24)$$

Une relation linéaire entre la vélocité de l'air au-dessus des planchers et des lisiers à l'intérieur des bâtiments a été assumée. Elle est donnée par l'équation suivante :

$$v = (\mathrm{a}_3)\,(\mathrm{V}) + \mathrm{b}_2 \quad (25)$$

La fraction non-ionisée de l'azote ammoniacal dépend du pH et de la température et est donnée par l'équation suivante (Zhang *et al.*, 1994):

$$f = \frac{10^{\mathrm{pH}}}{(10^{\mathrm{pH}}) + (5)(10)^{(0.0897 + (2729/\mathrm{T}))}} \quad (26)$$

Finalement, la concentration en azote ammoniacal total contenu dans la flaque d'urine au temps t dépend l'hydrolyse de l'urée en ammoniac et de la volatilisation d'ammoniac. Nous considérons que l'ensemble de l'azote contenu dans l'urine est présent sous forme d'urée. La quantité d'urine qui reste sur le plancher latté et peut être hydrolysé dépend du type de matériau de lattage et du type de construction (Aarnink & Elzing, 1998).

La constante de Henry utilisée ici est donnée par l'équation 27. Plusieurs équations pour estimer la constante de Henry sont disponibles dans la littérature (Ni, 1999). Celle-ci a l'avantage d'être adimensionnelle et de nécessiter uniquement la température (Aarnink, 1998):

$$H = (\mathrm{a}_4)\,1.053^{(293-\mathrm{T})} \quad (27)$$

La concentration initiale d'urée dans une flaque d'urine est estimée à l'aide du volume moyen approximatif d'une miction de la quantité d'azote contenue dans l'urine. Cette dernière est approximée à partir d'un coefficient représentant la fraction de l'azote excrété qui est dans l'urine. Cette fraction dépend de l'alimentation. On aura donc, une quantité initiale d'azote urinaire donnée par l'équation 28.

$$UI = (PrctNUrinaire)(NE) \qquad (28)$$

Et une concentration initiale d'urée dans l'urine au sol donnée par l'équation 29 :

$$CU_0 = \frac{UI}{Volmict} \qquad (29)$$

L'équation de Michaelis-Menten a été utilisée pour décrire le taux de conversion de l'urée(Moore, 1972):

$$\frac{dCU_t}{dt} = -\frac{(Sm)(U_t)}{(Km + U_t)} \qquad (30)$$

Au niveau des flaques, la concentration en azote ammoniacale est donnée par l'équation 31. Le changement dans la quantité de moles d'azote ammoniacal présentes dans la flaque d'urine au temps t est donné par l'équation 30. On note que l'hydrolyse de chaque mole d'urée donne deux moles d'ammoniac.

$$\frac{dTan}{dt} = 2\left(\frac{dU_t}{dt}\right)(Vol_{mict}) - Vola_{NH3,t} \qquad (31)$$

$$ctan_t = \frac{Tan_t}{volmict} \qquad (32)$$

L'urée est considérée comme la principale source d'azote ammoniacale dans le modèle. On considère que l'ensemble de l'urée est hydrolysé en azote ammoniacal. Par la suite, sous le plancher, dans la préfosse et dans la fosse, la concentration en azote ammoniacal est recalculée en soustrayant la quantité d'azote volatilisé. La quantité d'azote générée par la décomposition de la matière organique présente est négligée pour l'instant.

4.3.5.2 Volatilisation à partir du sous-plancher, de la préfosse et de la fosse

Le calcul de la volatilisation à partir de ces surfaces est estimé à l'aide de l'équation 18. Les caractéristiques de superficies, de ventilation, de pH et de température sont cependant adaptées à cette situation. Nous considérons qu'un apport en azote ammoniacal est apporté chaque jour sous forme d'urine nouvelle dans le cas du sous plancher. Dans le cas de la préfosse et de la fosse, l'azote ammoniacal contenu correspond à l'azote ammoniacal transféré du compartiment précédent auquel est soustrait la quantité volatilisée. Dans le cas de la volatilisation à partir de la fosse une contrainte de volatilisation maximale (12.5g N-NH_3 $jour^{-1} m^{-2}$) a été utilisée pour représenter l'épuisement en azote ammoniacal de la couche superficielle lorsque la vélocité de l'air est élevée. Cette situation correspond à un changement de processus limitant, passant de la convection en surface à la diffusion de l'azote ammoniacal dans le lisier. Cette contrainte a été utilisée pour pallier l'absence d'un modèle adéquat de diffusion.

4.3.6 Les transferts physiques

L'ensemble de l'azote contenu dans l'urine moins la quantité volatilisée est transféré à chaque jour sous le plancher ou dans un dalot. La totalisé de l'azote contenu dans les fèces et dans l'aliment gaspillé est aussi considéré transféré à chaque jour du plancher vers le sous-plancher.

Tout l'azote contenu sous le plancher moins la quantité volatilisée est transférée vers la préfosse lors du nettoyage du sous-plancher. L'intervalle de jours entre les nettoyages du sous-plancher est une caractéristique des entreprises et peut varier d'une journée à plusieurs semaines.

Le même processus est utilisé pour le transfert de la préfosse vers la fosse.

5. Résultats de simulation

La concentration en azote total contenu dans la fosse à la fin d'une période définie a été simulée pour les trois sites qui ont été échantillonnées. Les résultats moyens simulés et mesurés sont présentés à la figure 3. Le tableau 5 présente une comparaison des résultats mesurés, simulés et recommandés dans les « Grilles de référence en fertilisation » (CPVQ, 1996).

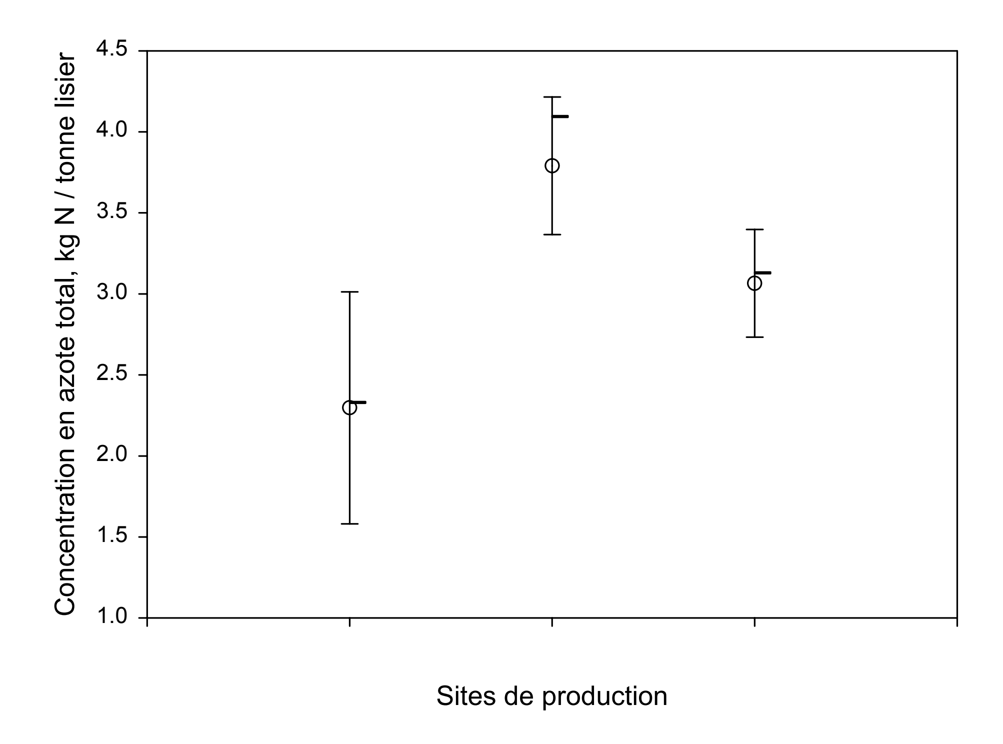


Figure 3. Concentration en azote total dans la fosse ou la lagune pour les trois sites de productions suivants : maternité, engraissement 1, engraissement 2. Les cercles vides représentent les moyennes mesurées, accompagnées des écart-types alors que les traits horizontaux représentent les résultats simulés moyens pour la période d'échantillonnage visée par les mesures.

Tableau 5. Comparaison des résultats de simulation, de mesures et recommandées pour l'azote total dans le réservoir d'entreposage final.

Site	Valeur Mesurée moyenne (kg N/t lisier)	Simulée moyenne (kg N/t lisier)	Rapport Simulée/mesurée (%)	Valeur recommandée par le CPVQ (kg N/t lisier)	Rapport Recommandée /mesurée (%)
Maternité	2.30	2.54	110	3.2	139
Engraissement 1	3.79	4.10	108	3.7	97
Engraissement 2	3.07	3.13	102	3.7	120

6. *Analyse de sensibilité*

6.1 Sensibilité de scénario

La figure 4 présente le résultat pour tous les paramètres dont l'impact maximal est supérieur à une unité de pourcentage. Ces paramètres constituent donc une première sélection de paramètres sur lesquels une plus grande attention est à apporter.

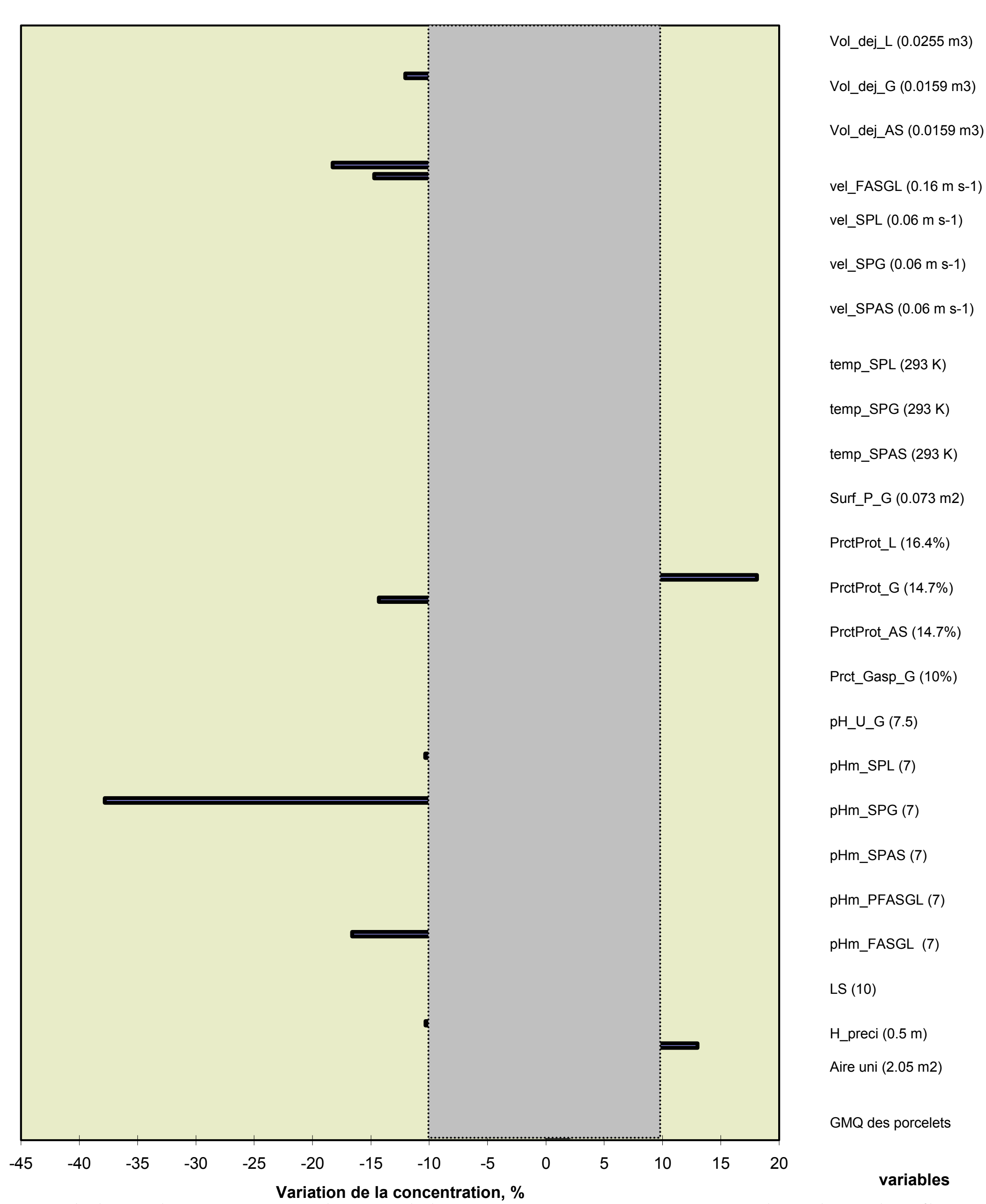


Figure 4. Sensibilité de scénario du modèle aux paramètres ayant le plus d'influence sur la concentration en azote dans la fosse. Les valeurs entre parenthèses sont les valeurs de référence.

6.2 Sensibilité relative

Les figure 5 à 12 présentent la sensibilitérelative du modèle, par groupe de paramètres.

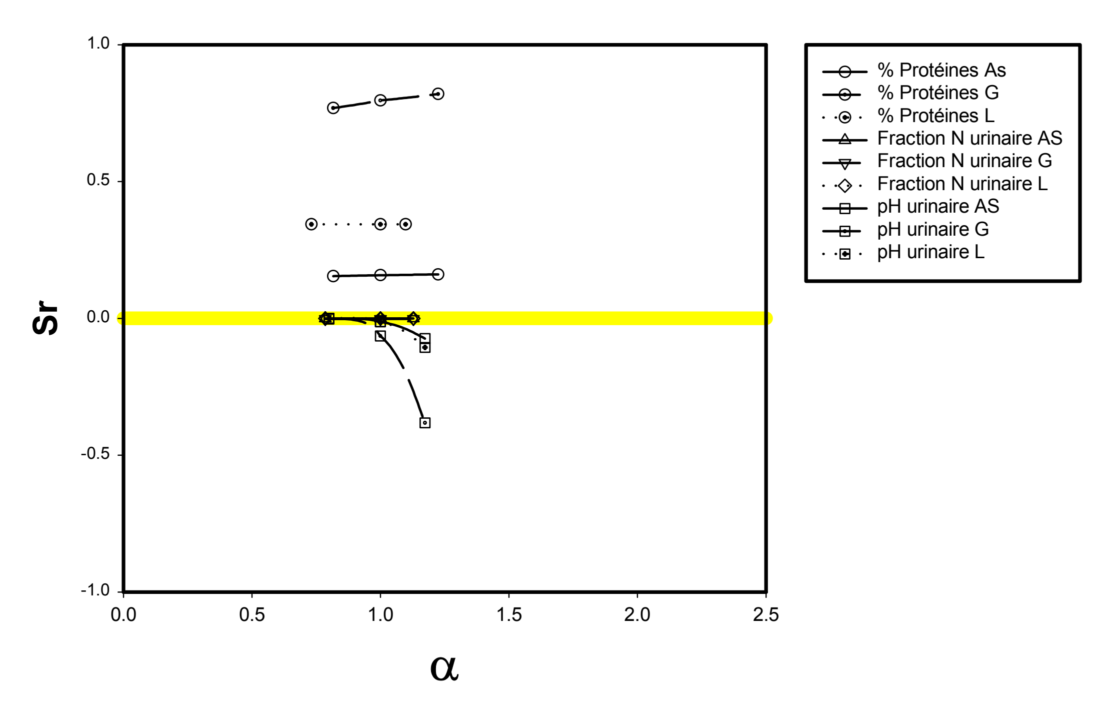


Figure 5. Sensibilité relative du modèle aux paramètres liés au contenu de l'alimentation

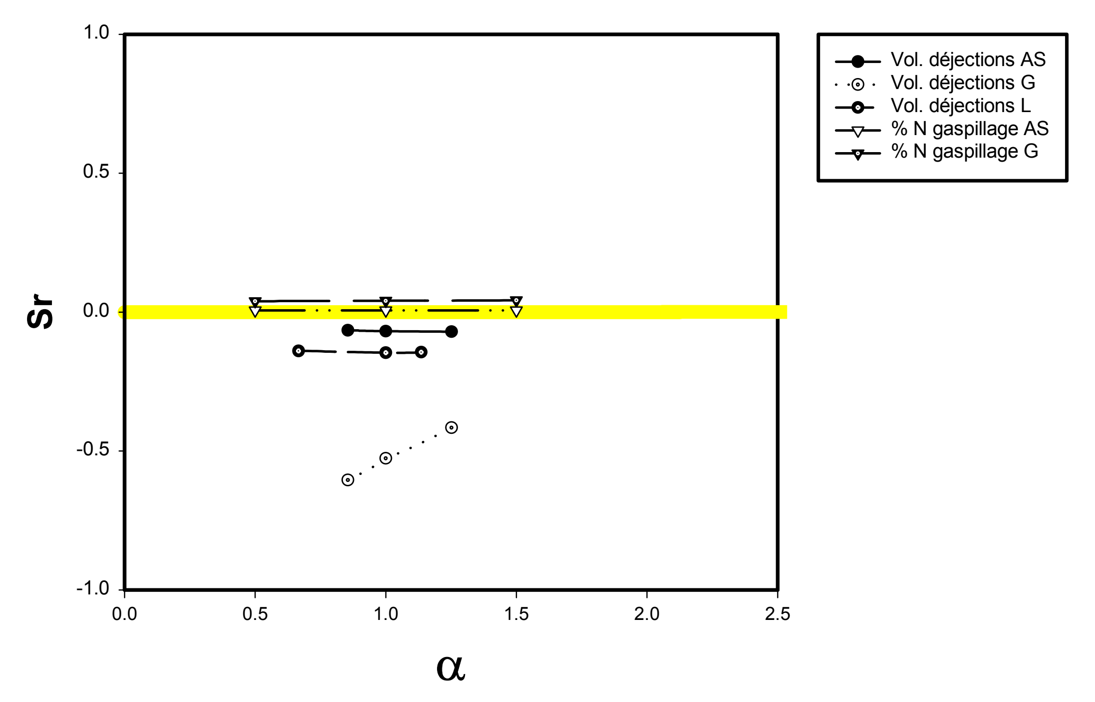


Figure 6 Sensibilité relative du modèle aux paramètres décrivant le mode de distribution de l'aliment et de l'eau

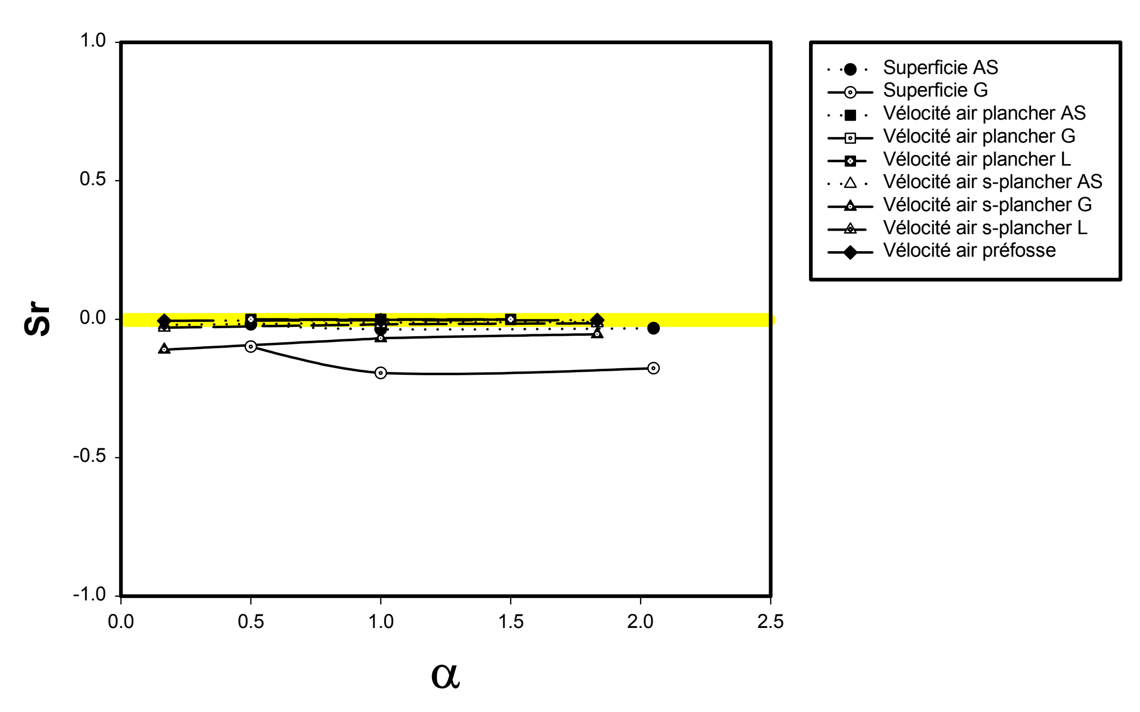


Figure 7. Sensibilité relative aux paramètres de ventilation et de superficie par animal

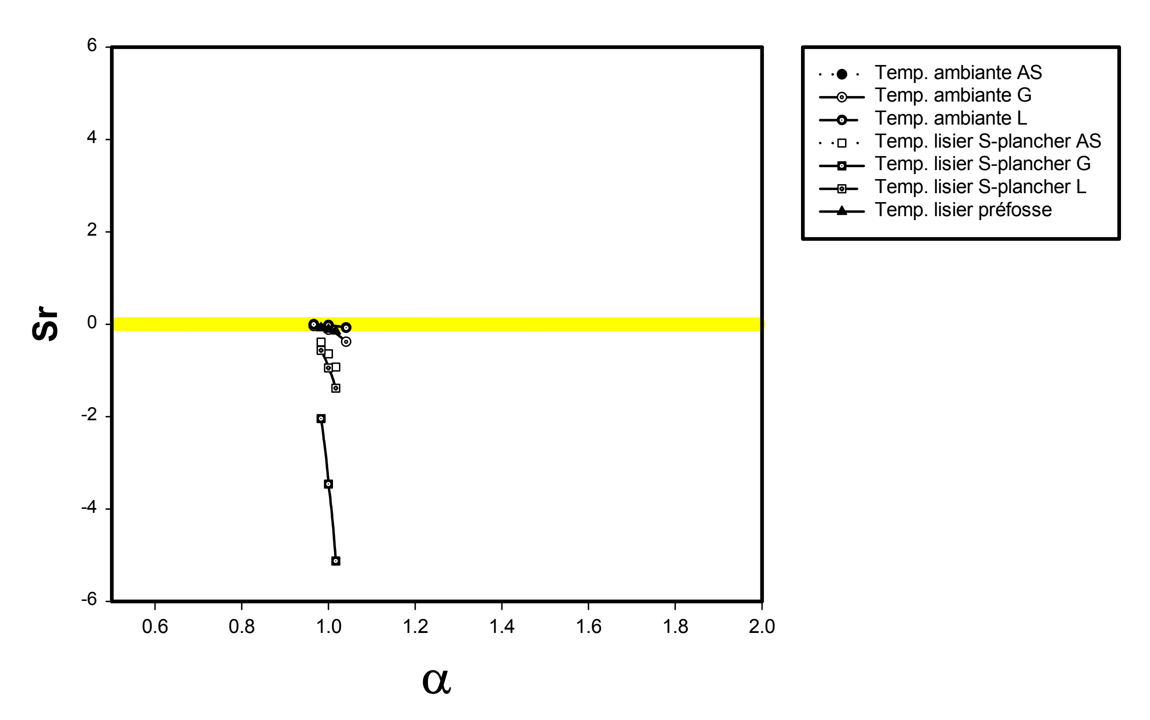


Figure 8. Sensibilité relative aux paramètres de température

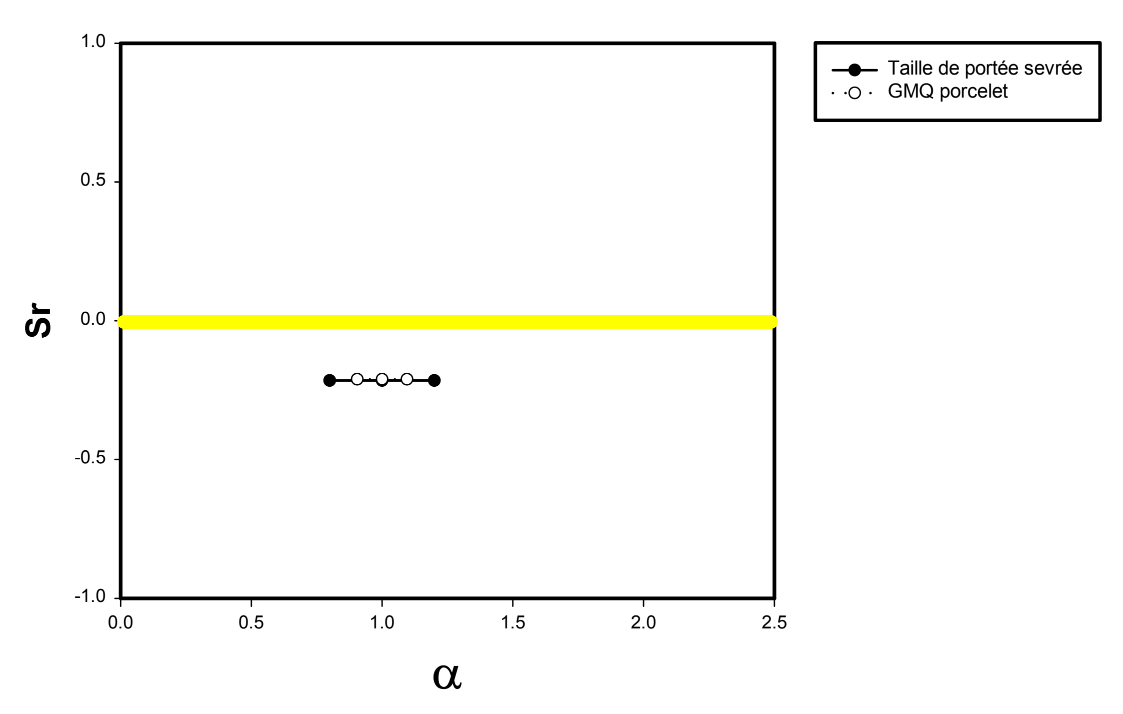


Figure 9 Sensibilité relative aux paramètres de performance

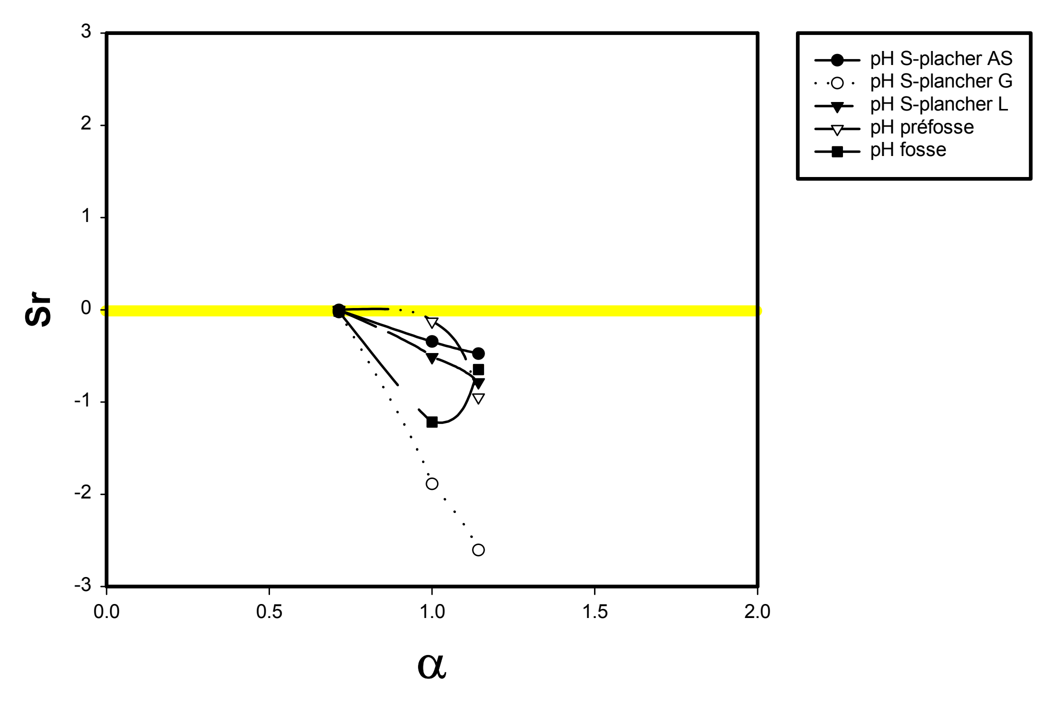


Figure 10. Sensibilité relative aux paramètres de gestion des lisiers

7. Discussion

7.1 Validation du modèle

Des modifications imprévues dans les volumes de la fosse en maternité associées à la difficulté de connaître le volume exact restant dans la fosse lors de la dernière vidange nous ont empêcher de bien vérifier que les volumes par animal utilisés dans les simulations étaient adéquats. Des difficultés similaires pour les lagunes des sites d'engraissement et un nombre trop restreint de mesures de volumes de déjections nous amènent les mêmes difficultés pour les deux sites d'engraissement. Pour ces raisons, la valeur de concentration finale dans la fosse a été utilisée comme premier estimateur de la validité du modèle. Il s'agirait cependant d'un indicateur de la charge uniquement dans la mesure où les volumes de lisier seraient bien connus.

Il semble cependant que le modèle permette du moins de prédire adéquatement la concentration en azote dans le réservoir final. Dans le cas de la maternité, il n'y avait pas de système économiseur d'eau, alors que dans les sites d'engraissement, des trémies-abreuvoirs étaient utilisées. L'accord entre les résultats de concentration simulés et mesurés (figure 3 et tableau 5) semble indiquer indirectement que les volumes proposés dans la littératures sont une approximation acceptable de ces deux types de distributeurs d'eau.

D'autres mesures dans des entreprises différentes seront cependant nécessaires pour effectuer une validation adéquate. Le choix de nouvelles entreprises ayant des valeurs de paramètres différentes pour simuler et échantillonner devrait donner de l'information sur la robustesse du modèle et sur sa capacité à intégrer cette hétérogénéité.

7.1 Impact des différents paramètres

La figure 4 présente la sensibilité de scénarios du modèle aux différents paramètres. Les paramètres les plus importants sont le pH du lisier (sous le plancher en gestation et dans la fosse), la vélocité de l'air au-d essus de la fosse, l'utilisation de système économiseur d'eau et le pourcentage de protéine de la ration. L'identité des paramètres les plus importants est en accord avec la littérature.

L'importance du pourcentage de protéine dans la ration est reconnue et l'ordre de grandeur observé est plausible. Ainsi (Lenis, 1989) mentionnait une possibilité de réduction de 30% entre une ration élevée et une ration basse, ce qui correspond assez bien à ce qui est observé à la figure 1 pour les truies en gestation. L'impact important de ce groupe provient de leur nombre proportionnellement très élevé dans l'entreprise lorsque comparé avec les truies en lactation et en attente de saillie.

L'effet important du pH sous le plancher et dans la fosse est en accord avec les observations de Aarnink & Elzing, (1998). Ces derniers mentionnaient, dans le cas d'un bâtiment de porc en engraissement, que le pH du lisier était le paramètre ayant la plus grande influence sur la volatilisation de l'ammoniac. Comme la superficie de lisier sous les planchers est très grande dans une maternité partiellement lattée, le sous-plancher est une grande source de volatilisation d'ammoniac et il est donc normal que ce paramètre ait une grande importance.

Finalement, la vélocité de l'air qui apparaît dans notre analyse comme un facteur important n'est pas non plus une surprise puisque la volatilisation de l'ammoniac s'effectue principalement par convection à la surface du lisier. La diminution de la concentration d'ammoniac dans la couche supérieure accélère aussi le gradient de concentration et la diffusion du fond vers la surface du réservoir mais ce phénomène pourrait rester limitant. Dans le cas de la fosse, l'incertitude sur les valeurs maximales de vélocité de l'air est grande et il faut donc interpréter ce résultat avec prudence. Sous les planchers, en l'absence de ventilation, la vélocité du vent est très faible, ce qui explique la moins grande importance de ce facteur dans le bâtiment.

On constate aussi un effet important des précipitations sur la concentration. Cet effet reflète directement la dilution du lisier. Cette

dilution agit aussi indirectement sur la vitesse de volatilisation en raison du rôle de la concentration sur la vitesse de volatilisation.

7.2 Sensibilité relative aux des différents paramètres

Contenu de l'alimentation

La figure 5 présente la sensibilité relative du modèle aux paramètres alimentaires. On retrouve sur cette figure le pourcentage de protéine des rations associées à chaque type animal. On trouve aussi le pourcentage d'azote sous forme urinaire et le pH urinaire, deux paramètres qui dépendent de l'alimentation.

L'effet presque rectilinéaire et de pente près de zéro associé au pourcentage de protéine dans l'alimentation peut s'expliquer par le fait que, tant que les besoins minimaux en acides aminés et en énergie sont rencontrés, la quantité de protéines dans la ration n'agit pas sur la quantité d'azote retenue par l'animal. Tout excédant ce retrouve donc directement dans les déjections, en proportion relative avec la grandeur du surplus ingéré.

L'effet curviligne observé pour le pH correspond à l'effet du pH sur l'équilibre chimique entre l'ion ammonium et l'ammoniac (Court *et al.*, 1964).

La très faible importance de la fraction urinaire de l'azote apparaît en accord avec ce qui a été observé par (Aarnink & Elzing, 1998) dans le cas de porcs en engraissement. Comme la volatilisation à partir de l'urine est rapide, la quantité d'azote volatilisé dépend principalement du volume d'urine qui reste sur le plancher latté et de la proportion de l'azote excrété par l'animal qui est contenue dans l'urine.

Distribution de l'eau et des aliments

La figure 6 présente l'effet des modes de distribution de l'eau et de l'aliment. Les différentes valeurs de distribution de l'eau sont représentées par le paramètre volume de déjection. L'impact est rectilinéaire et toujours négatif pour les trois types animaux. La pente est positive dans le cas des truies gestantes et non des truies en lactation et en attente de saillie. L'importance est aussi toujours plus grande pour les truies en gestation mais cet effet est proportionnellement plus important lorsque l'on s'éloigne en direction de la valeur d'alpha minimale. Le volume de déjection agit pour diluer le lisier. Donc, une augmentation du volume produit une réduction de la concentration. C'est ce que l'on observe puisque tous les coefficients de sensibilité relative sont négatifs. On note cependant que dans le cas des truies en gestation, la pente est positive, ce qui semblerait indiquer que lorsque le volume de déjection est faible, l'impact d'un léger changement serait plus important que lorsque le contenu est élevé. Il semble donc que le modèle réagisse à plus que la simple dilution. L'autre facteur pouvant expliquer ce phénomène est que lorsque la concentration du lisier est élevée, la volatilisation est élevée aussi. Il est donc normal que le modèle soit plus sensible dans cette région. L'absence de ce comportement dans le cas des truies en lactation et en attente de saillie pourrait s'expliquer par la faible importance des volumes impliqués (nombres d'animaux proportionnellement plus restreint). Cette relation est cependant à étudier plus spécialement.

L'effet de la distribution au sol et du type de plancher est représenté par l'importance du gaspillage d'aliment par les animaux. L'importance de cet effet est rectilinéaire et toujours positif. La pente nulle associée aux pourcentages de gaspillage est expliquée par le fait que l'aliment gaspillé tombe directement dans le lisier entreposé sous le plancher. Étant sous forme principalement organique, cet azote n'est pas considéré comme une source de volatilisation importante. De plus, les temps de séjours simulés sous le plancher étaient relativement court (maximum de 7 jours en gestation et maximum de 14 jours en attente de saillie), ce qui laisse peu de temps pour une minéralisation.

Ventilation et superficies

La figure 7 présente l'impact de la ventilation et de la superficie du lisier sous les animaux. Dans le cas simulé, le lisier est entreposé temporairement sous les animaux et occupe tout l'espace sous les planchers, peut importe le pourcentage de lattage des planchers et on constante un effet important de l'aire associée à chaque animal. Les coefficients négatifs de la superficie attribuée à chaque animal peuvent s'expliquer par le fait que la volatilisation est une fonction de la superficie émettrice. Comme dans le cas de cette maternité simulée, le lisier occupe tout le plancher sous les animaux, la superficie émettrice dépend directement de la taille des chambres, et donc de la superficie associée à chaque animal. L'effet non linéaire et proportionnellement plus faible lorsque les superficies sont réduites, peut s'expliquer par le fait que la volatilisation dans ces cas est réduite, et qu'un changement de celle-ci amène peu de changement sur la quantité total d'azote qui reste présente et donc sur la concentration. À l'inverse, lorsque la volatilisation représente une fraction importante de l'azote, un changement de superficie a plus de répercussions.

La vélocité de l'air est un des facteurs qui modifient la volatilisation de l'ammoniac à partir du lisier en raison du processus de volatilisation par convection. Ce qui explique les coefficients de sensibilité relative négatifs. L'importance plus grande de la courbe associée au lisier sous le plancher en gestation peu s'expliquer par la plus grande superficie que pour les autres types animaux.

Température

On constate à la figure 8 que la sensibilité relative du modèle est très importante dans le cas des températures du lisier entreposé sous le plancher pour les trois types d'animaux. Cet effet est toujours négatif et relativement rectilinéaire. La pente est nettement négative, surtout pour la température en gestation. Il faut aussi noter que dans le cas de ce graphique, l'échelle de l'ordonnée est très grande comparativement à toutes les figures précédentes. La variation sur l'abscisse est de plus très faible. On constate donc que le modèle est très sensible localement mais qu'il s'agit d'un paramètre dont la grandeur de la variation est faible par rapport au nombre en Kelvin, ce qui pourrait expliquer le fait que malgré une grande sensibilité locale, l'effet absolu de la température soit moindre que celui de certains autres paramètres (figure 4). La volatilisation de l'ammoniac augmente avec l'augmentation de la température des surfaces émettrice (Bliss *et al.*, 1995; Cumby *et al.*, 1995; Zhang, 1992). Le modèle se comporte donc en accord avec la littérature actuelle. La pente négative des courbes pourrait s'expliquer par le fait que la température élevée augmente la volatilisation, ce qui diminue la concentration en azote ammoniacal. Comme la concentration est aussi un facteur important d'accroissement de la volatilisation, on assiste à l'équivalent d'un système de renforcement.

Indices de performances

L'effet des indices de performance se manifeste principalement sur l'excrétion d'azote par les animaux (figure 9). On trouve donc ici des relations rectilinéaires et de pentes nulles pour les même raisons que celles associées à une modification du pourcentage de protéine dans l'aliment.

Gestion des lisiers

On observe à la figure 10 que la pente des courbes pour le pH moyen du lisier est fortement négative. Cette relation correspond bien à la littérature qui présente une fonction non linéaire de l'équilibre entre l'azote sous forme d'ammonium et l'azote sous forme d'ammoniac dissous. Plus le pH est acide et plus l'ion ammonium est favorisé et la volatilisation réduite. Il s'ensuit une augmentation de la concentration. Donc, une plus grande importance des variations lorsque le pH est élevé que lorsque le pH est bas.

À première vue, les courbes pour le pH du lisier de la fosse semblent étranges. En fait, on simule ici un changement de processus physique. La volatilisation de l'ammoniac dépend fortement de la concentration en azote ammoniacal de la couche de surface du lisier. À l'intérieur du bâtiment, on observe un système dynamique ou le lisier est constamment fournit par les déjections des animaux. Dans le cas de la fosse, le volume de lisier est énorme en comparaison avec les transferts périodiques de lisiers. Il est donc possible dans ce cas que la volatilisation devienne limitée non pas par un mécanisme de convection mais plutôt par la diffusion de l'ammoniac des couches inférieures du lisier vers la couche de surface. Afin de prendre en considération cette possibilité, une contrainte a été intégrée au modèle mathématique pour que la volatilisation à partir du lisier contenu dans la fosse ne dépasse pas 12.5 g d'azote ammoniacal par mètre carré par jour. Cette valeur correspond à la volatilisation maximale observée par (Sommer & Thomsen, 1993)

Discussion générale

Plusieurs des équations mathématiques utilisées dans la construction du modèle ont été développées dans un contexte européen et non québécois. De plus, les équations de volatilisation ont été développées pour les porcs en engraissement et nous avons utilisé ces équations aussi pour les animaux de reproduction car, somme toute, c'est un phénomène indépendant du type animal. Ceci nous a permis de construire un modèle général d'entreprise. Certaines équations pourront éventuellement être remplacées par des équations plus efficaces, développées précisément dans les conditions québécoises de production.

Les trois sites choisis pour être échantillonnées puis simulées font partie de deux types de sites différents. Ceci nous a permis de vérifier la capacité du modèle à simuler une gestion de type par chambre et une autre de type tout plein-tout vide.

Il nous était impossible, dans le cadre de ce projet, de remettre en question les valeurs des coefficients utilisés dans les différentes équations tirées de la littérature. Il serait également intéressant de vérifier la justesse des coefficients des différents modèles partiels dans les conditions d'entreprises québécoises. Surtout dans le cas de l'alimentation, dont les équations sont très empiriques.

Très peu d'information est disponible dans la littérature sur la vélocité de l'air sous les planchers lattés. Comme il s'agit d'un paramètre sensible dans notre modèle, il serait très intéressant que cette problématique soit investiguée.

Parmi les paramètres importants on trouve le pH du lisier. Comme l'effet de l'alimentation sur le pH du lisier est présentement étudié par plusieurs groupes de chercheurs, on peut espérer que ce paramètre prendra plus d'importance en terme de paramètre de scénarios réel dans le futur. Surtout, si l'on désire éventuellement réduire les émissions d'ammoniac vers l'environnement.

8. Conclusions

Un modèle de simulation d'entreprise a été construit à partir des relations mathématiques déjà présentées dans la littérature afin de permettre la modélisation des flux d'azote dans les entreprises de production porcine au Québec.

La concentration a été utilisée comme premier estimateur plutôt que la charge en raison des difficultés à bien mesurer les volumes dans les entreprises visitées. Un protocole de mesure des volumes devrait être élaboré pour valider plus adéquatement le modèle.

Les résultats de simulation de concentration d'azote total dans la fosse de deux entreprises de types différents ont été comparés avec les résultats mesurés. Cette première étape de validation semble très encourageante et devrait permettre beaucoup plus de précision et de latitude que la notion d'unité animale pour prédire la charge à l'échelle régionale, en autant

que l'on pourra bien simuler les volumes des déjections. Cette approche est aussi plus respectueuse des différences entre les entreprises que l'utilisation d'une valeur fixe telle que proposée dans les grilles de fertilisation (tableau 5)

Une analyse de sensibilité a été effectuée afin d'identifier les paramètres ayant le plus d'impact sur la concentration de l'azote total dans la fosse. Cette analyse a permis d'identifier que les paramètres ayant la plus grande influence sur les prédictions du modèle sont le contenu en protéine de la ration, le pH des lisiers et la vélocité de l'air au-dessus des lisiers, l'utilisation de systèmes économiseurs d'eau et la quantité de précipitation. Ces résultats sont en accord avec la littérature actuelle.

Un protocole de mesure des volumes de lisiers produits améliorerait la capacité de validation du modèle quant à sa capacité de prédire des charges en azote plutôt que des concentrations.

Une validation sur un nombre plus important d'entreprises s'impose pour permettre d'envisager l'utilisation réelle de ce modèle.

Finalement, cette approche par modélisation pourrait, une fois validée être très avantageuse pour diriger les efforts de changements de régie des entreprises porcines québécoise.

Annexe 1.

Dispositif d'échantillonnage

Un tube en plastique d'une longueur d'un mètre muni d'un système d'obturation simple à son extrémité inférieure a été utilisé pour récolter le lisier (figure 3). Pour les prélèvements effectués dans les bâtiments le tube était manipulé tel quel. Pour les prélèvements de lisier dans la fosse, le tube a été fixé à une perche en aluminium.

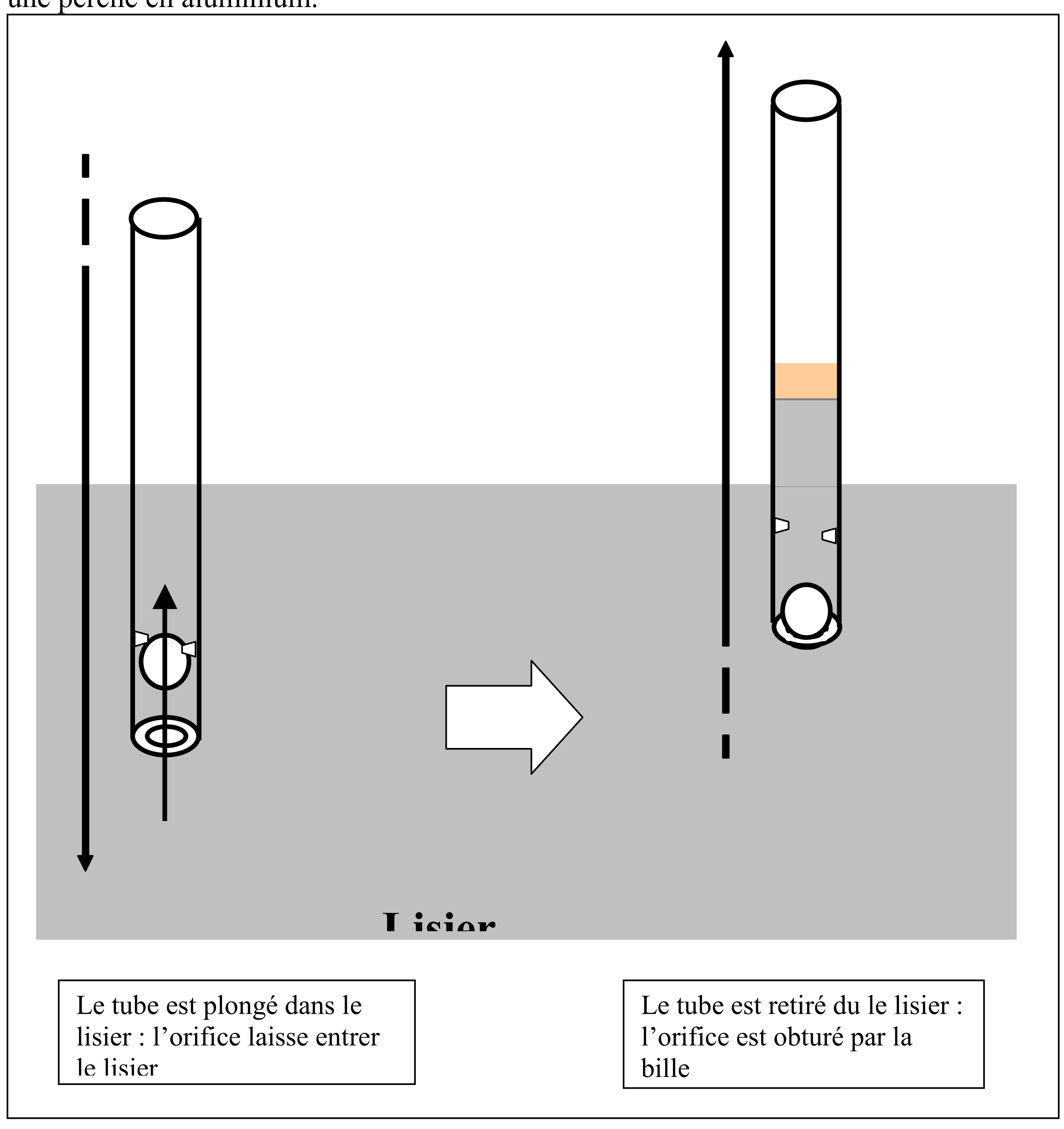
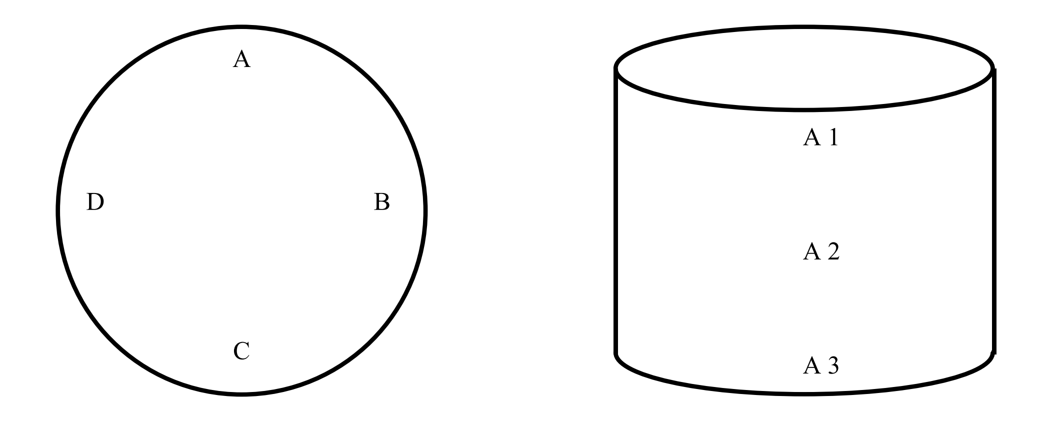


Schéma du dispositif de prélèvement du lisier utilisé

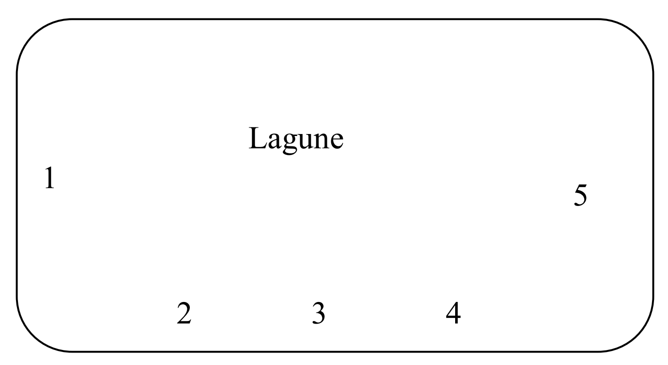
Annexe 2.

Schéma 1 : Prélèvements dans la fosse (maternité)



Quatres endroits dans la fosse Trois profondeurs

Schéma 2 : Prélèvement dans la lagune (engraissement)



Bibliographie

Aarnink, A. J. A. & Elzing, A. (1998). Dynamic model for ammonia volatilization in housing with partially slatted floors, for fattening pigs. *Livestock Production Science* **53**, 153-169.

Aarnink, A. J. A., Hoeksma, P. & van Ouwerkerk, E. N. J. (1993). Factors affecting ammonium concentration in slurry from fattening pigs. In *Proceedings Congress on Nitrogen flow in pig production and environmental consequences.*, pp. 413-420. Edited by M. W. A. Verstegen, L. A. Den Hartog, G. J. M. van Kempen & J. H. M. Metz. Wageningen, The Netherlands: EAAP Publ.

Aarnink, A. J. A., Schrama, J. W., Verheijen, R. J. E. & Stefanowska, J. (2001). Pen fouling in pig houses affected by temperature. In *Proceedings of the 6th international symposium: Livestock environment VI*, pp. 180-186. Edited by R. R. Stowell, R. Bucklin & R. W. Bottcher. Louisville, Kentucky: ASAE.

Aarnink, A. J. A., van den Berg, A. J., Keen, A., Hoeksma, P. & Verstegen, M. W. A. (1996). Effect of slatted floor area on ammonia emission and on the excretory and lying behaviour of growing pigs. *J. Agric. Eng. Res.* **64**, 299-310.

Bliss, P. J., Jiang, K. & Schulz, T. J. (1995). The development of a sampling system for the determination of odor emission rates from areal surfaces, Part II: mathematical model. *Journal of air and Waste management association* **45**, 989-944.

BPR, C. (1989 (représenté aussi en 1993)).Étude technico-économique des toitures pour des réservoirs à lisier, pp. 31: Les consultants BPR.

Bremner, J. M. & Mulvaney, R. L. (1978). Urease activity in soils. In *Soil Enzymes.*, pp. 149-196. Edited by R. G. Burns. London: London: Academic Press.

Canh, T. T., Verstegen, M. W. A., Aarnink, A. J. A. & Schrama, J. W. (1997). Influence of dietary factors on nitrogen partitioning and compositions of urine and feces of fattening pigs. *J. Anim. Sci.* **75**, 700-706.

Canh, T. T., Aarnink, A. J. A., Mroz, Z., Jongbloed, A. W., Schrama, J. W. & Verstegen, M. W. A. (1998). Influence of electrolyte balance and acidifying calcium salts in the diet of growing-finishing pigs on urinary pH, slurry pH and ammonia volatilisation from slurry. *Livestock Production Science* **56**, 1-13.

Choquette, S., Leduc, P. & Rivest, R. (1996-1997). Guide régional sur la composition des fumiers et lisiers utilisé sur les fermes de la Montérégie-Est (région 16), pp. 32p. St-Hyacinthe: Mapaq.

Comité ad hoc sur l'agroenvironnement, C. d. p. a. d. Q. i. & CPAQ (1998). *Estimation des rejets d'azote et de phosphore par les animaux d'élevage.*

Court, M. N., Stephen, R. C. & Waid, J. S. (1964). Toxicity as a cause of the inefficiency of urea as a fertilizer. *J. Soil Sci.* **15**, 42-48.

CPVQ (1992). *Structures d'entreposage des fumiers, lisiers et purins: AGDEX 710.*

CPVQ (1996). *Grilles de référence en fertilisation: AGDEX 540*, 2e edn.

Cumby, T. R., Moses, B. S. O. & Nigro, E. (1995). Gases from livestock slurries: emission kinetics. In *Proceedings of the Seventh International Symposium on Agricultural and food Processing Wastes (ISAFPW95)*, pp. 230-240. Edited by C. C. Ross. Hyatt Rengency Chicago, Chicag, Ills: ASAE.

de Bode, M. J. C. (1991). Odour and amonia emissions from manure storages. In *Odour and ammonia emissions from livestock farming.*, pp. 59-66. Edited by V. C. Nielsen, J. H. Voorburg & P. L'Hermite. London and New York: Elsevier Applied Science.

De Praetere, K. & Van Der Biest, W. (1990). Airflow patterns in piggeries with fully slatted floors and tehir effect on ammonia distribution. *J. Agric. Eng. Res.* **46**, 31-44.

Delisle, F., Gariépy, S. & Bédard, Y. (1997). Bassin versant de la rivière L'Assomption : l'activité agricole et ses effets sur la qualité de l'eau., pp. 110: Ministère de l'Environnement et de la Faune

Saint_Laurent Vision 2000.

Dourmad, J. Y., Guillou, D. & Noblet, J. (1992). Development of a calculation model for predicting the amount of N excretred by the pig: effect of feeding, physiological stage and performance. *Livestock Production Science* **31**, 95-107.

Dourmad, J. Y., Guingand, N., Latimier, P. & Sève, B. (1999). Nitrogen and phosphorus consumption, utilisation and losses in pig production: France. *Livestock Production Science* **58**, 199-211.

Elzing, A. & Swierstra, D. (1993). Ammonia emission measurements in a model system of a pig house. In *Nitrogen flow in pig production and environmental consequences.*, pp. 280-285. Edited by M. W. A. Verstegen, L. A. Den Hartog, G. J. M. van Kempen & J. H. M. Metz. Wageningen, The Netherlands: EAAP Publ.

Everts, H. (1994). Nitrogen and energy metabolism of sows during several reproductive cycles in relation to nitrogen intake., pp. 157 p. Wageningen, The Netherlancs: Agricultural University Wageningen.

Farnworth, E. R., Modler, H. W. & Mackie, D. A. (1995). Adding Jerusalem artichoke (*Helianthus tuberosus L.*) to weanling pig diets andthe effect on manure composition and characteristics. *Anim. Feed Sci. Technol.* **55**, 153.

Fillion, R. (1995). Moins de rejets d'azote, de phosphore et de métaux lourds dans le lisier grâce à l'alimentation. *Porc Québec*, 38-43.

Frost, J. P., Stevens, R. J. & Laughlin, R. J. (1990). Effect of separation an acidification of cattle slurry on ammonia volatilization and on the efficiency of slurry nitrogen for herbage production. *Journal of agricultural science* **115**, 57-62.

Gilbert, D., Pigeon, S. & Morisset, M. (1998). Le recensement agroenvironnemental des entreprises porcines du Québec.

Guillou, D., Dourmad, J. Y. & Noblet, J. (1993). Influence de l'alimentation, du stade physiologique et des performances sur les rejets azotés du porc à l'engrais, de la truie et du porcelet. *J. Rech. Porc. France* **25**, 3070-3313.

Halstead, R. L. e. a. (1983). Farm animal manures in the Canadian environment. Ottawa, Ontario, Canada: National Research Council of Canada.

Hartung, J. & Phillips, V. R. (1994). Control of gaseous emissions from livestock buildings and manure stores. *J. Agric. Eng. Res.* **57**, 173-189.

Hendriks, J. G. L., Vrielink, M. G. M. & van der Peet-Schwering, C. M. C. (1997). Reducing ammonia emission from pig housing by adding acids salts to the feed. In *Livestock environment 5, Proceedings of the fifth international symposium*, pp. 65-70. Edited by ASAE. Bloomington, Minnesota, USA: ASAE, St-Joseph, USA.

Henry, Y. & Dourmad, J. Y. (1993). Feeding strategy for minimizing nitrogen output in pigs. In *Proceedings Congress on Nitrogen flow in pig production and environmental consequences.*, pp. 137-150. Edited by M. W. A. Verstegen, L. A. Den Hartog, G. J. M. van Kempen & J. H. M. Metz. Wageningen, The Netherlands: EAAP Publ.

Henry, Y., Duée, P. H. & Sève, B. (1979). Construction of the amino acid requirement of the pig. *World Rev. Anim. Prod.* **15**, 37-53.

Hoeksma, P., Verdoes, N. & Monteny, G. J. (1993). Two options for manure treatment to reduce ammonia emission from pig housing. In *Proceedings Congress on Nitrogen Flow in Pig Production and Environmental Consequences*, pp. 301-306. Edited by M. W. A. Verstegen, L. A. den Hartog, G. J. M. van Kempen & J. H. M. Metz. Wageningen, The Netherlands: Pudoc Scientific Publishers.

Hoeksma, P., Verdoes, N., Oosthoek, J. & Voermans, J. A. M. (1992). Reduction of ammonia volatilization from pig houses using aerated slurry as recirculation liquid. *Livestock Production Science* **31**, 121-132.

HPS (1997). Stella. Hanover, NH, USA: High Performance Systems, Inc.

Jean dit Bailleul, P., Rivest, J. & Pomar, C. (1997). Réduction de l'excrétion d'azote chez le porc en croissance par l'ajout d'un objectif environnemental dans l'algorithme traditionnel de formulation. *J. Rech. Porc. France* **29**, 299-304.

Jongbloed, A. W. & Lenis, N. P. (1992). Alteration of nutrition as a means to reduce environmental pollution by pigs. *Livestock Production Science* **31**, 75-94.

Klarenbeek, J. V. & Bruins, M. A. (1991). Ammonia emissions after land spreading of animal slurries. In *Odour and ammonia emissions from livestock farming.*, pp. 107-115. Edited by V. C. Nielsen, J. H. Voorburg & P. L'Hermite. London and New York: Elsevier Applied Science.

Latimier, P. & Dourmad, J. Y. (1993). Effect of three protein feeding strategies, for growing-finishing pigs, on growth performance and nitrogen output in the slurry and in the air. In *Proceedings Congress on Nitrogen flow in pig production and environmental consequences.*, pp. 242-245. Edited by M. W. A. Verstegen, L. A. Den Hartog, G. J. M. van Kempen & J. H. M. Metz. Wageningen, The Netherlands: EAAP Publ.

Lenis, N. P. (1989). Lower nitrogen excretion in pig husbandry by feeding, current and future possibilities. *Neth. J. Agric. Sci.* **37**, 61-70.

Mannebeck, H. & Oldenburg, J. (1991). Comparison of the effects of different systems on ammonia emissions. In *Odour and ammonia emissions from livestock farming*, pp. 42-49. Edited by V. C. Nielsen, J. H. Voorburg & P. L'Hermite. London and New York: Elsevier Applied Science.

Molloy, S. P. & Tunney, H. (1983). A laboratory study of ammonia volatilization from cattle and pig slurry. *Ir. J. Agric. Res.* **22**, 37-45.

Moore, W. J. (1972). *Physical Chemistry*, 5 edn. London: Longman.

Muck, R. E. & Steenhuis, T. S. (1981). Nitrogen losses in free stall dairy barns. In *Proceedings 4th International Symposium on Livestock Waste: A Renewable Resource.*, pp. 406-409. St. Joseph, MI. USA.: Am. Soc. of Agric. Eng.

Näsi, M. (1993). Nitrogen utilization responses of growing pigs to suplemental lysine in barley-barley protein diet. In *Nitrogen flow in pig production and environmental consequences.*, pp. 224-229. Edited by M. W. A. Verstegen, L. A. Den Hartog, G. J. M. van Kempen & J. H. M. Metz. Pudoc, Wageningen, The Netherlands.: EAAP Publ.

Ni, J. (1999). Mechanistic models of ammonia release from liquid manure: a review. *J. Agric. Eng. Res.* **72**, 1-17.

Pain, B., Thompson, R. B., Rees, Y. J. & Skinner, J. H. (1990). Reducing gaseous losses on nitrogen from cattle slurry applied to grassland by the use of additives. *J. Sci. Food Agri.* **50**, 141-153.

Pfeiffer, A. & Henkel, H. (1991). The effect of different dietary protein levels on water intake and water excretion of growing pigs. In *EEAP-publication*, pp. 126-131. Edited by M. W. A. Verstegen, J. Huisman & L. A. den Hartog. Wageningen: EEAP-publication no.54.

Pigeon, S. (1999). Portrait agroenvironnemental de la production porcine : plan d'intervention, pp. 31 pages: BPR Groupe-Conseil.

porc, C. c. d. (2001). Statistical Review: Conseil canadien du porc.

Quiniou, N., Dourmad, J. Y., Henry, Y., Bourdon, D. & Guillou, D. (1994). Influence du potentiel de croissance et du taux protéique du régime sur les performances et les rejets azotés des porcs en croissance-finition, alimentés à volonté. *J. Rech. Porc. France* **26**, 91-96.

Robert, C., Banton, O., Lafrance, P. & Villeneuve, J.-P. (1992). Analyse de sensibilité paramétrique d'un modèle simulatn le trasport de pesticide dans le sol. *Revue des sciences de l'eau* **5**, 197-210.

SAS (2000).SAS. Cary, NC, USA: SAS Institute, inc.

Schulte, D. D., DeShazer, J. A. & Ifeadi, C. N. (1972). Effect of slatted floors on air-flow characteristics in a model swine confinement building. *Transaction of the ASAE* **32**, 947-950.

Sommer, S. G. & Thomsen, I. K. (1993). Loss of nitrogen from pig slurry due to Ammonia volatilization and nitrate leaching. In *Proceedings Congress on Nitrogen flow in pig production and environmental consequences.*, pp. 353-367. Edited by M. W. A. Verstegen, L. A. Den Hartog, G. J. M. van Kempen & J. H. M. Metz. Wageningen, The Netherlands: EAAP Publ.

Sommer, S. G., Christensen, B. T., Nielsen, N. E. & Schjorring, J. K. (1993). Ammonia volatilization during storage of cattle and pig slurry: effect of surface cover. *Journal of agricultural science* **121**, 63-71.

Stevens, R. J., Laughlin, R. J. & Frost, J. P. (1989). Effect of acidification with sulphuric acid on the volatilization of ammonia from cow and pig slurry. *J. Agric. Sci.* **113**, 389-395.

Svensson, L. (1994). Ammonia volatilization following application of livestock manure to arable land. *J. Agric. Eng. Res.* **58**, 241-260.

Thériault, J. (1983). Inventaire du cheptel québécois. In *Manuel de gestion agricole des fumiers*, pp. 21-24. Edited by MAPAQ. Ste-Foy, Qué, Canada.

Tillman, A. P. & Sidhu, K. S. (1969). Nitrogen metabolism in ruminants: rate of ruminal ammonia production and nitrogen utilization by ruminants-a review. *Journal of Animal Sciences* **34**, 689-697.

Wellinger, A. & Kaufmann, R. (1982). Psychrophilic methane generation from pig manure. *Process Biochemistry* **17**, 26-30.

Witter, E. & Kirchmann, H. (1989). Effects of additio of calcium and magnesium salts on ammonia volatilization during manure decomposition. *Plant Soil* **115**, 53-58.

Zeeman, G. (1991). Mesophilic and psychrophilic digestion of liquid manure., pp. 116. Wageningen: Wageningen Agricultural University.

Zhang, R. (1992). Degradation of swine manure and a computer model for predicting the desorption rate or ammonia from an under-floor pit., pp. 131. Urbana-Champaign: University of Illinois.

Zhang, R., Day, D. L. & Christianson, L. L. (1994). A computer model for predicting ammonia release rates from swine manure pits. *J. Agric. Eng. Res.* **58**, 223-229.

9. Annexe C

Mise au point d'un outil d'analyse géoenvironnementale pour les stratégies et politiques du secteur agricole : solution par l'approche des problèmes complexes

Mise au point d'un outil d'analyse géoenvironnementale pour les stratégies et politiques du secteur agricole : solution par l'approche des problèmes complexes

1. Sujet

La gestion du territoire est une problématique qui touche plusieurs structures organisationnelles : le bassin versant pour la santé environnementale, les entreprises agricoles pour la pollution diffuse d'origine agricole, le réseau de la santé pour la santé publique, les municipalités pour l'élément administratif, la ruralité et le paysage pour les éléments sociaux ainsi que plusieurs autres. Ces diverses structures sont en conflit par rapport à l'occupation du territoire. Elles sont donc les parties intéressées d'un problème complexe pour la gestion du territoire. En effet, à ces diverses structures correspondent des parties intéressées qui ont chacune une vision différente du problème de la gestion du territoire. La solution d'un tel problème nécessite le développement d'outils particuliers qui tiennent à la fois compte des problèmes techniques compliqués de mesure et de prédiction et du problème complexe de l'atteinte d'un consensus entre les parties intéressées. Nous proposons d'étudier partiellement les deux aspects de cette grande problématique par un projet qui améliore les connaissances sur le problème complexe du consensus sur l'occupation du territoire et qui propose un outil pour l'analyse des stratégies et des politiques agroenvironnementales touchant l'axe «animaux de rente – terres agricoles – eau – santé des populations».

L'approche qui est proposée utilise le système d'information géographique (SIG) comme pierre angulaire pour faire le lien entre les unités géographiques correspondant aux entreprises agricoles de production animale, aux bassins versants et aux unités administratives de différents ordres (municipalité, MRC, unité du réseau de la santé). Ces unités devraient permettre de représenter les différents intérêts des parties intéressées et, ainsi, servir d'outil d'intégration et de communication à l'aide du SIG.

2. Problématique

Occupation du territoire

La gestion d'un territoire partagé par des personnes dont les intérêts diffèrent peut difficilement être une tâche aisée. Déjà ardue quand chacun “ reste chez soi ”, elle se complique quand certains ne peuvent contenir des effluents liés à leur façon d'occuper leur portion du territoire. C'est le cas de certaines usines dont les rejets gazeux, liquides ou solides causent ce qu'il est convenu d'appeler de la pollution. C'est aussi le cas de certaines productions agricoles, particulièrement des productions animales. La façon de

"partager" un territoire entre ses divers occupants peut avoir des effets très significatifs pour le développement durable en agriculture. Les crises qui ont eu cours ces dernières années dans ce domaine montrent bien la nécessité d'une gestion "intégrée" du territoire. Pourtant, ce ne sont pas les études qui ont fait défaut pour alimenter la réalisation de tels plans de gestion du territoire dans lesquels l'agriculture pourrait légitimement réclamer sa place. Malheureusement, ces études ont trop souvent été réduites à des études sur les caractéristiques physico-chimiques du territoire alors que, de toute évidence, la gestion d'un territoire oblige à des compromis entre divers impératifs, en particulier les impératifs économiques et ceux liés à la " qualité de vie " des résidents. Une forme quelconque d'arbitrage entre les divers intérêts en présence s'impose. De plus, cet arbitrage doit être perçu par les parties comme légitime.

Par ailleurs, il n'est pas simple d'arbitrer ce type de compromis et, souvent, on ne sait trop qui doit se charger de cette tâche. Ceux qui s'y essaient risquent de se trouver fort démunis: les démarches et outils semblent plutôt rares. C'est l'un des buts principaux de ce projet de recherche de pallier cette carence en élaborant et en testant empiriquement une démarche de gestion d'un territoire incluant des activités de production animale. Cette démarche permettra de considérer un très large ensemble de points de vue sur la question en intégrant, d'une façon transdisciplinaire (au sens de Gibbons *et coll.*, 1994)[1], plusieurs approches, méthodes et outils qui ont fait leurs preuves dans leurs domaines disciplinaires respectifs. Le schéma systémique qui suit résume dans ses grandes lignes notre problématique de recherche. Nous commenterons sommairement ici chacune des composantes de ce schéma ainsi que leur enchaînement dans le but de procurer au lecteur un fil conducteur. Dans les sections qui suivront la présente introduction, nous élaborerons plus en détail sur les diverses composantes de ce schéma.

Plusieurs critères seront identifiés par les parties intéressées en utilisant l'approche des problèmes complexes mais on peut a priori considérer que la santé publique et la santé de l'environnement en feront parti.

Risques biologiques agroenvironnementaux pour la santé publique

L'impact des productions animales sur la santé publique est un critère dont la mesure est importante et compliquée. Bien que le schéma général de la contamination de l'eau par les microorganismes entéropathogènes issus des productions animales soit relativement simple, il existe présentement très peu

[1] Ces auteurs ont une conception très élaborée de la transdisciplinarité. Contentons-nous ici de souligner qu'ils la distinguent de la pluri- ou de la multidisciplinarité dans lesquelles les disciplines restent essentiellement autonomes alors que "Transdisciplinarity arises only if research is based upon a common theoretical understanding and must be accompanied by a mutual interpenetration of disciplinary epistemologies. Cooperation in this case leads to a clustering of disciplinary rooted problem-solving and creates a transdisciplinary homogenised theory or model pool." (p. 29).

d'information reliant de façon systémique d'une part les éléments de l'entreprise agricole, de gestion des fumures et de diffusion dans le sol et l'eau de ces microbes et, d'autre part, une perspective sociale, économique et politique essentielle au processus décisionnel au niveau de la gestion du territoire agricole. Les étapes de la contamination de l'eau par des microorganismes entéropathogènes incluent la contamination des troupeaux, l'excrétion par les animaux de la ferme, la survie durant l'entreposage, la contamination et la survie au niveau des surfaces agricoles et, enfin, la contamination des eaux de surface et des sources souterraines. Les indices agroenvironnementaux (PICABUE, Girardin) sont des outils permettant de représenter de façon agrégée les différents éléments du risque biologique sur la santé publique reliés aux productions animales. Nous avons développé de tels indices de pression hygiénique animale (Lima, 2000). Ceux-ci sont des outils qui peuvent faire parti d'une approche multicritère de la gestion du territoire.

Santé environnementale

Le Québec possède en général des nappes aquifères dont les vulnérabilités à la pollution sont relativement élevées dans plusieurs régions (Asselin 1992). Le développement récent d'outils de modélisation (Gestion Intégrée des Bassins versants à l'aide d'un Système Informatisé) (Mailhot, 1997, Villeneuve, 1998b, Rousseau, 2000a; Rousseau, 2000b; Rousseau, 2000c) permettant d'évaluer à l'échelle du bassin versant l'impact d'une décision d'aménagement du territoire agricole et sa répercussion tout au long d'un cours d'eau en tenant compte des principaux processus en jeu (Villeneuve, 1998a) représente un avancement considérable dans ce domaine et son application pour la diffusion d'agents pathogènes entériques est envisagée. Mais les experts scientifiques ne sont pas les seules parties prenantes en gestion du territoire à vocation agricole (Deslauriers et al 1991), il faut aussi tenir compte de l'utilisation du territoire et de la dimension socio-économique (Ploeg and Vlijm 1978, Bryant et al 1991). La problématique d'occupation du territoire est complexe (Carver 1991, Martel et Aouni 1992) car elle implique plusieurs intervenants régionaux qui ont des points de vue conflictuels. Un problème est considéré comme complexe quand il met en jeu plusieurs acteurs qui ont des points de vue différents, qui doivent s'approprier la solution du problème et qui n'identifient pas facilement une ou des solutions (Landry 1988 et 1995). Dans cette situation deux approches méthodologiques peuvent être utiles : l'approche des cartes cognitives, qui a été suggérée pour clarifier la formulation d'une problématique touchant plusieurs parties prenantes (Eden et Banville, 1994) et l'approche d'aide multicritère à la décision, qui elle peut aider le décideur à considérer plusieurs critères conflictuels lors de la prise de décision (Roy 1985).

3. Objectifs

Nous concevons la gestion concertée d'un territoire comme s'inscrivant dans la problématique de la gestion des problèmes complexes, lesquels sont des systèmes

complexes au sens d'Edgar Morin. Pour ce dernier, un système est "une unité complexe ... organisée résultant des interactions entre un observateur [ou groupe d'observateurs] / concepteur[s] et l'univers phénoménal; il permet de représenter et concevoir des unités complexes, constituées d'interrelations organisationnelles entre des éléments, des actions ou d'autres unités complexes; l'organisation, qui lie, maintient, forme et transforme le système comporte ses principes, règles, contraintes et effets propres; l'effet le plus remarquable est la constitution d'une forme globale rétroagissant sur les parties, et la production de qualités émergentes, tant au niveau global qu'à celui des parties; la notion de système n'est ni simple, ni absolue; elle comporte, dans son unité, relativité, dualité, multiplicité, scission, antagonisme; le problème de son intelligibilité ouvre une problématique de la complexité".

Il est clair pour nous qu'un territoire et ses occupants constituent les matériaux de base d'un système complexe au sens de Morin. L'hypothèse de travail qui guidera et justifiera notre démarche de recherche est à l'effet qu'il est possible de développer, grâce aux outils d'intervention dont nous disposons, une démarche d'aide à la décision qui soit respectueuse de ce système complexe et qui satisfasse la majorité des occupants. Cette solution est recherchée dans un contexte de développement agricole durable.

3.1 Objectifs spécifiques

Les objectifs de ce projet de recherche sont d'établir l'état des connaissances et d'étudier l'utilité des outils de gestion comme la modélisation, les indices agroenvironnementaux, la modélisation spatiale de l'eau (GIBSI), l'approche multicritère et le système d'information géographique dans la problématique complexe du consensus sur l'occupation du territoire agricole.

1. Développer un outil qui permet de faire le lien entre l'entreprise agricole, le bassin versant et les unités administratives. Ceci dans le but de supporter le développement de consensus et de règlements sur l'occupation et la gestion du territoire agricole dans le respect de la santé publique et de la santé de l'environnement.

2. Tester les possibilités et les limites de la méthode de l'analyse de contenu des entrevues pour construire les critères à prendre en compte dans le consensus sur l'occupation du territoire.

3. Valider le choix de l'approche multicritère arrimée au système d'information géographique comme méthodologie générale et comme outil d'analyse et d'évaluation des stratégies gouvernementales environnementales par rapport au secteur agricole.

4. Étudier les indices de pression hygiénique animale (IPHA) comme critère d'impact des agents pathogènes zoonotiques de l'agroenvironnement sur la santé des populations.

5. Étudier la modélisation de l'entreprise de production animale comme outil pouvant servir à construire un critère de quantité d'azote épandu sur le sol.

6. Proposer une démarche structurée et mettre au point un outil intégré utilisant l'approche multicritère comme mode de construction d'indices d'agrégation des différents critères à considérer. Cette démarche devra respecter la cohérence scientifique, la transparence lors de l'utilisation et le consensus social.

7. Utiliser le système d'information géographique comme outil pour supporter une approche multicritère à critères géoréférencés et utiliser la géomatique pour construire les alternatives considérées de gestion du territoire.

4. Cadre proposé de recherche et de développement

Notre projet de recherche trouve sa justification première dans la mise en correspondance de deux éléments. D'une part, il existe des territoires à vocation agricole requérant un plan concerté d'aménagement. Par ailleurs, l'équipe des chercheurs dispose d'une expertise dans divers outils d'intervention qui s'interpénétreront tout au long de la démarche de recherche.

Outils d'intervention d'abord sur les problèmes complexes. Les problèmes complexes portent sur des situations caractérisées par la présence d'une multiplicité d'acteurs aux perspectives et aux intérêts divergents, qui proposent des noms différents pour désigner la situation “ problématique ”, des méthodes de résolution différentes, des calendriers différents, qui ne s'entendent pas sur les ressources requises ou disponibles, sur celles qu'on devrait mobiliser,… mais qui ont quand même la conviction qu'ils parlent sensiblement de la même chose et qu'un travail commun et coordonné sur cette chose est requis. La gestion intégrée d'un territoire où doivent cohabiter des personnes en villégiature, des producteurs d'animaux de rente, des usines de divers type, des résidents,… peut certes être qualifiée de problème complexe au sens où nous l'entendons dans nos recherches. Une méthode d'intervention sur les problèmes complexes (ci après: approche par les problèmes complexes) a été développée par des chercheurs de l'Université Laval et sera présentée dans l'Annexe A.1.

Le deuxième outil d'intervention est l'aide multicritère à la décision (MCDA). La MCDA s'avère particulièrement utile dans les situations caractérisées par la présence de multiples critères de décision qui sont à certains égards en conflits et nécessitent des compromis qui soient acceptables. La MCDA peut fructueusement être utilisée conjointement avec l'approche par les problèmes complexes comme l'ont montré Banville *et coll.*(à paraître). L'aide multicritère est décrit plus en détail dans l'Annexe A.2.

Le troisième outil d'intervention s'appuie sur l'expertise que certains membres de l'équipe ont développée par rapport à l'utilisation des indices de pression hygiénique animale et par rapport à la modélisation de l'entreprise agricole. Ces outils seront évalués en tant que critères spécifiques à utiliser en conjonction avec la MCDA.

Le quatrième outil d'intervention s'appuie sur l'expertise que certains membres de l'équipe ont développée sur les systèmes d'information géographiques. Cette expertise est indispensable parce que la connaissance de ces systèmes ainsi que la capacité d'accès et d'intégration des données géoréférencées est essentielle à quiconque veut proposer une méthode générale d'analyse et d'évaluation des stratégies dans le domaine de l'environnement agricole (voir l'Annexe A.3 pour plus de détail sur ces SIG). La démarche que nous comptons mettre au point pourra ensuite servir de canevas pour des interventions similaires.

Le projet

Le protocole vise à raffiner la mise au point et à permettre l'expérimentation d'une nouvelle méthode d'aide à la décision collective appliquée à un territoire où les occupants ont des points de vue conflictuels sur l'utilisation du territoire et, en particulier, sur les impacts environnementaux physiques et humains de la présence de productions animales. Le projet comprend trois grands blocs. Les deux premiers sont effectués en parallèle et sont complémentaires dans la démarche globale. Le troisième bloc réunit les résultats des deux premiers et propose une méthodologie globale et intégrée pour la gestion du territoire.

Le premier bloc vise l'élaboration de l'ensemble des critères qui sont pertinents directement ou indirectement à l'environnement lors de l'utilisation du territoire. La nature complexe du problème de l'utilisation du territoire fait que ce bloc est essentiel à une gestion efficace de ce territoire. Le deuxième bloc a une visée plus technique par rapport à des éléments spécifiques de la problématique. Ceux-ci sont : l'utilisation des indices de pression hygiénique de pression animale comme critère mesurant l'impact des productions animales (IPHA) sur la santé publique (ces indices ont été développés par notre groupe), l'utilisation d'un modèle des flux d'azote dans l'entreprise porcine comme critère de rejets azotés dans l'environnement par la production porcine (ce modèle a été développé par notre groupe). Ces deux outils méthodologiques seront utilisés comme générateurs de critères géoréférencés. Un SIG sera développé, pour le territoire choisi dans le bloc un, pour réaliser cette génération qui prendra la forme d'un thème dans le SIG.

4.1 Méthode

Premier bloc: Choix du territoire, construction du problème et choix des critères

Le principal bien livrable du premier bloc est une première formulation du problème de l'utilisation du territoire retenu.

La *première étape* du projet en est une de mise en marche du projet. Elle consiste à choisir définitivement un territoire après confirmation que celui-ci possède les caractéristiques souhaitables tant par la dynamique des relations humaines que pour les connaissances, tant physiques qu'économiques ou sociales, disponibles sur ce territoire. Il est important de réaliser cette recherche dans un territoire où tout n'est pas joué, c.-à-d. que les occupants ont déjà une certaine conscience du problème mais qu'aucune des parties intéressées ne domine les autres complètement, la dynamique des relations entre les occupants et de ceux-ci avec le territoire étant un des objets de la recherche. Un territoire pour lequel on dispose déjà d'une évaluation écologique complète serait certes un bon candidat mais l'aspect relations humaines demeure primordial. Dans la situation actuelle, quelques régions semblent présenter les caractéristiques recherchées, les principales étant Louiseville, Franklin, l'Estrie et Le Bic. Pour l'instant, et compte tenu de nos connaissances actuelles, la région de Louiseville nous paraît la plus appropriée, aussi bien sur la base des critères énumérés plus haut que pour des considérations logistiques.

Un inventaire des données disponibles localement, principalement au MENV et au MAPAQ, de même qu'une série de rencontres avec des intervenants locaux permettront de confirmer ou d'infirmer ce choix préliminaire. Ces rencontres seront une première occasion offerte aux chercheurs d'approfondir leur connaissance de la problématique régionale, autant en ce qui a trait aux personnes et aux organisations qu'aux données pertinentes. Des ententes seront ensuite prises pour obtenir l'accès aux diverses données disponibles (cartes numérisées, base de données, ...) sur la région effectivement retenue.

La *deuxième étape* consiste à construire une première représentation du problème en étroite collaboration avec certaines des parties intéressées (p.i.). Les parties intéressées sont principalement de deux types. Il y a évidemment les experts sur les divers volets de la problématique, p. ex., sur la nappe phréatique. Ceux-ci seront mis à contribution à divers moments et sous diverses formes. Il y a aussi, et c'est là une des originalités de notre démarche, les divers occupants du territoire. L'identification et l'éventuelle classification des parties intéressées[2] (p.i.) se déroulera selon le schéma présenté dans Banville *et coll*. (à paraître) où nous avons déjà synthétisé et discuté les principales méthodes pour la gestion des p.i. dans un contexte d'application des approches MCDA. Il s'agit tout d'abord de dresser une liste des parties intéressées à la gestion du territoire retenu pour l'étude. Toute liste de p.i. est à mettre en relation (circulaire) avec une liste des enjeux inhérents aux problèmes complexes sous étude. L'analyse de ces deux listes permet des regroupements de p.i. et d'enjeux. Certaines des p.i. sont alors rencontrées en entrevue individuelle non-directive pour obtenir leur vision du problème. Les entrevues sont ensuite analysées à l'aide d'outils appropriés,

---

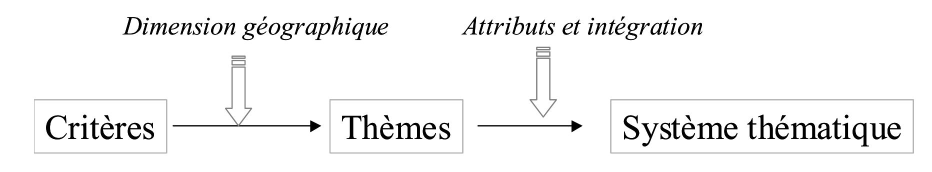
[2] C'est d'ailleurs l'une des fonctionnalités de PCS.

dans notre cas, la cartographie cognitive[3] (Eden et Banville, 1994) et l'analyse de contenu plus classique, appuyée par le logiciel NUD*IST[4]. Ces analyses servent à raffiner les listes de p.i. et d'enjeux et à dresser une liste des éléments structurants du problème complexe: symptômes, effets et conséquences, causes, critères, actions fragmentées, buts, non-buts, questions stratégiques, affirmations et postulats de base, principes guidant l'action, conflits, clients, … Ce modèle global doit être mis à jour au fur et à mesure de l'avancement de la démarche et c'est justement là l'utilité de PCS. Il sert en effet de mémoire à la démarche en permettant de capturer et conserver les éléments structurants qui peuvent surgir un peu n'importe quand, p. ex., un participant peut mentionner un critère alors qu'on est train de discuter des buts des stratégies de gestion.

La *troisième étape* vise à constituer un groupe assez restreint de personnes qui participeront plus activement à la suite du projet. Ces personnes doivent être disponibles et représentatives des parties intéressées afin que l'ensemble des p.i. se sentent liées par les positions prises par les membres du groupe restreint. Ce groupe porte le nom d'Équipe de Gestion du Problème (ÉGP). C'est l'ÉGP qui joue le rôle de “ propriétaire du problème ” et qui, à ce titre, travaillera en étroite collaboration avec l'équipe de recherche dont elle sera le principal interlocuteur. Ce groupe deviendra, à toutes fins pratiques, l'instance décisionnelle et sera responsable, entre autres, de faire évoluer la construction du problème, tant dans son contenu que dans le processus. Plus concrètement, c'est l'ÉGP qui, appuyée de l'équipe de recherche, décide de sa propre composition au fil du temps ainsi que, p. ex., des modalités de construction des critères, de leur mesure, de leur pondération, du découpage du territoire, de l'élaboration des actions globalisées, des communications avec les autres p.i.

Deuxième bloc: L'élaboration de critères géoréférencés et l'utilisation d'un SIG

Le but principal de cette composante est de donner une dimension géographique réaliste aux critères développés dans le premier bloc. Ceci nous permettra non seulement de les représenter sous forme de thèmes mais aussi de les intégrer selon un cadre universel (l'espace) et de les manipuler pour qu'ils se fondent de façon représentative au territoire. Leurs intégrations dans un SIG suivra le modèle simple suivant :



[3] Cette analyse s'appuie sur un logiciel spécialisé appelé *Decision Explorer* (autrefois *Graphics COPE*).

[4] "Non-numerical Unstructured Data Indexing Searching and Theorizing". Ce logiciel d'analyse de contenu, mis au point par *Qualitative Solutions & Research Pty Ltd* et distribué par Sage, est, selon leur publicité, le logiciel de ce type le plus utilisé présentement.

De façon technique, une application spécialisée, basée sur un SIG et comprenant les protocoles précis d'acquisition, d'entreposage, de géoréférencage (et autres liens relationnels), d'analyse et de représentation thématique des critère-thèmes sera construite. Dans un premier temps, les attributs géographiques de chaque thème-critères incluant la forme, la densité, et l'interaction avec les objets géo-physique (e.g. lacs, routes, forêts, villages) ainsi que les règles régissant leurs manipulations spatiales telles que le morcellement, l'agrégation, et l'interpolation devront être définis. A l'aide de cette information, les critère-thèmes seront par la suite géoréférencés à une échelle spatiale la plus petite possible tenant compte de leurs caractéristiques de construction, ceci permettant par la suite de définir un schémas hiérarchique d'agrégation. Nous prévoyons que l'échelle de travail dépend des besoins en terme de gestion et d'analyse, et que ceux-ci soient liés au(x) résultat(s) du processus de consensus et d'unification des critères (voir bloc 3). Il est donc important que le processus de géoréférençage se fasse de façon à permettre un maximum de flexibilité dans l'intégration et la représentation thématique des critère-thèmes.

La phase d'analyse comprendra une étude sur la pertinence et le mode d'application des critère-thèmes en terme d'interprétation comme outil de gestion et se penchera plus particulièrement sur la façon de classer les valeurs des critère-thèmes selon leurs distributions sur le territoire et sur la possibilité d'interpolation sur des territoires mitoyens pour lesquels aucun critère n'est établi.

Enfin, le système thématique, composé d'un ou de plusieurs critère-thèmes servira à produire des cartes. La dernière phase de ce bloc consiste donc à évaluer ces cartes pour s'assurer de la capacité de synthèse et la clarté d'interprétation de celles-ci.

Troisième bloc: Une stratégie globale et intégrée de gestion

Suite à la réalisation des blocs 1 et 2, nous avons à notre disposition une liste de critères, une ÉGP et un SIG contenant deux critères géoréférencés qui ont la forme de deux thèmes dans le SIG. Il faut donc maintenant développer une stratégie pour intégrer les autres critères de la liste produite dans le bloc 1.

La *première étape* du bloc 3 est réalisée par l'équipe de recherche, conjointement avec l'ÉGP. Son objectif est la définition et la constitution des règles de composition des stratégies de gestion. Ces règles, qui sont fonction de critères, conditions ou contraintes retenus par l'ÉGP, seront ensuite appliquées à l'aide du SIG sur la base de données contenant les caractéristiques du territoire et leurs liens géographiques.

Les approches propres au MCDA nous apparaissant le plus appropriées, la tâche suivante est de bâtir un premier consensus sur ce qui est requis pour l'utilisation de celles-ci. Il faut d'abord construire une liste (éventuellement une structure) de critères pertinents à la génération des stratégies de gestion et à leur évaluation. Les

critères seront obtenus tout d'abord à partir des entrevues avec les p.i. et par discussion (p. ex. au moyen de techniques comme celle du groupe nominal) au sein de l'ÉGP. Selon notre recension des écrits pertinents, il est à prévoir que nous obtiendrons des catégories de critères relatifs aux impacts sur l'environnement, au développement économique, à la porosité du sol, à l'état de la nappe phréatique, au nombre d'emplois créés ou en jeu, au type de zonage, etc.

On voit bien ici la nécessité de la transdisciplinarité. Tous les membres de l'équipe devront participer afin de faire émerger la collection la plus riche possible de points de vue, de bien justifier ceux qui seront retenus et à quel titre, de bien former l'ÉGP, ÉGP aux lourdes responsabilités et presque *de facto* immuable une fois formée, de construire une famille cohérente de critères qui soit à la fois lisible et opérationnelle. La somme de connaissances et d'expertises requise pour construire une bonne représentation du problème exige la présence et l'apport de diverses disciplines.

La *deuxième étape* du bloc 3 est réalisée par l'équipe de recherche et consiste à développer une méthode pour intégrer les nouveaux critères dans le SIG. Ceci implique de trouver une façon de géoréférencer les critères identifiés au bloc 1.

La troisième étape du bloc trois consiste à vérifier la faisabilité de l'application des règles établies à l'étape un du bloc 3. La réalisation de cette étape permettra de proposer une méthode globale et intégrée pour la gestion environnementale du territoire.

En conclusion, l'intégration de l'analyse multicritère et des SIG par le biais de l'approche par les problèmes complexes devrait permettre de développer un véritable système spatial d'aide multicritère à la décision dans le contexte de l'occupation du territoire. Ce système constituera le cœur d'un outil pratique et convivial d'analyse des stratégies et des politiques agroenvironnementales dont le domaine pourra être étendu au-delà de l'axe «animaux de rente – terres agricoles – eau – santé des populations».

5. Biens livrables

Les principaux biens livrables associés à ce projet seront :

- Le rapport correspondant à la réalisation du bloc 1. Il inclura la liste des critères nécessaires et utiles au consensus sur la gestion du territoire.
- Le rapport correspondant à la réalisation du bloc 2.
- Le rapport correspondant à la réalisation du bloc 3.
- Le rapport final qui présentera le travail réalisé dans son ensemble et les résultats. Ce rapport sera complété par l'outil développé.

- Le système SIG développé. Cela inclura les modules de géoréférence, les scripts, les cartes thématiques, les liens et tout autres outils développés à l'intérieur de ce système et servant à l'analyse géoenvironnementale pour les stratégies et les politiques du secteur agricole. Par contre, les données primaires tirées des diverses bases de données obtenues devront être détruites à la fin du projet. Seule la structure des liens et le protocole d'utilisation de ces données pourront être livrés.

- Le manuel d'utilisation du SIG.

6. Expertise requise

6.1 Membres de l'équipe

Université de Montréal :

Michel Bigras-Poulin, professeur titulaire, Département de pathologie et microbiologie, Faculté de médecine vétérinaire, Université de Montréal, Saint-Hyacinthe.

Santé Canada :

Pascal Michel, dmv, PhD, épidémiologiste, Laboratoire de lutte contre les zoonoses d'origine alimentaire (Unité de Saint-Hyacinthe), Direction générale de la santé des populations et de la santé publique, Santé Canada.

André Ravel, dmv, PhD, épidémiologiste, Laboratoire de lutte contre les zoonoses d'origine alimentaire (Unité de Saint-Hyacinthe), Direction générale de la santé des populations et de la santé publique, Santé Canada.

Santé Canada fournira aussi du temps d'une secrétaire et d'un informaticien.

Université Laval, CERMID :

Claude Banville, professeur agrégé, Département des systèmes d'information organisationnels, Faculté des sciences de l'administration, Université Laval, Sainte-Foy.

Expert-conseils :

Jean-Marc Martel, professeur titulaire, Département opérations et systèmes de décision, Faculté des sciences de l'administration, Université Laval, Sainte-Foy.

Maurice Landry, professeur titulaire, Département des systèmes d'information organisationnels, Faculté des sciences de l'administration, Université Laval, Sainte-Foy.

Stagiaire post-doctoral :

Philippe Berthiaume, sous la supervision de M. Bigras-Poulin.

6.2 Rôles respectifs des membres et répartition des tâches

Michel Bigras-Poulin agira comme responsable scientifique du projet et comme garant de la systémicité. Ce rôle correspond à l'organisation de rencontres régulières en s'assurant que la transdisciplinarité est maintenue et que tous les membres de l'équipe participent à toutes les étapes. Des frais de déplacements sont prévus pour assurer des rencontres régulières. Il agira aussi comme expert en productions animales et en épidémiologie quantitative.

Pascal Michel est un expert en développement et utilisation des SIG dans le domaine de la santé. Sa contribution sera fondamentale dans le deuxième blocet dans le bloc 3. Il sera en effet le maître d'œuvre diriger les aspects d'acquisition, d'entreposage et de géoréférençage des données. Son expertise sera particulièrement précieuse pour l'analyses des données, leur représentation thématique et leur interprétation visuelle.

André Ravel est un épidémiologiste quantitatif avec une solide expérience en production animales intensives. Sa principale responsabilité sera d'agir comme représentant expert pour les IPHA reliés au projet. Il aura un rôle dans la collecte des données pour créer la base de données géomatiques.

La contribution de Claude Banville sera particulièrement importante pendant le premier bloc. Il maîtrise en effet très bien les outils utilisés pour la structuration de problèmes et pour l'analyse de contenu ainsi que l'ensemble de la démarche de cueillette des données requises dans ce bloc. Il est en plus particulièrement intéressé à toutes les phases de l'expérimentation de la démarche de formulation - résolution de problèmes complexes qu'il a contribué à élaborer et qu'il a déjà utilisée dans le passé dans une variété de situations. Enfin, il est également très intéressé par l'application des approches liées à l'aide multicritère. Sans être un expert au plan technique, il a tout de même suivi une formation en ce domaine et eu l'occasion d'en faire l'application concrète dans divers projets. Comme contributeur à la proposition d'intégrer le concept de parties intéressées aux approches multicritères, il s'attardera particulièrement à ces volets et à l'utilisation des SIG dans un tel contexte.

Jean-Marc Martel est l'expert des procédures d'aide multicritère à la décision. Il supervisera le choix et la construction des critères ainsi que l'application des

procédures d'aide multicritère. Il aura un rôle important à jouer pour assurer l'intégration des SIG et des MCDA.

La contribution de Maurice Landry sera particulièrement importante pendant le premier bloc. Il maîtrise bien les outils utilisés pour la structuration de problèmes et pour l'analyse de contenu ainsi que l'ensemble de la démarche de cueillette des données requises dans ce bloc. Il est en plus particulièrement intéressé à toutes les phases de l'expérimentation de la démarche de formulation - résolution de problèmes complexes qu'il a contribué à élaborer.

Philippe Berthiaume participera comme stagiaire post-doctoral au travail sur le terrain de l'ensemble du projet. Sa principale responsabilité sera d'agir comme représentant expert des aspects écologiques reliés au projet. Il aura un rôle dans la collecte des données pour créer la base de données géomatiques.

7. Commentaires additionnels

7.1 Travaux déjà réalisés

Lors d'un travail préliminaire (Lima, 2000), le développement et l'évaluation initiale d'une démarche systémique pour la construction d'indices agroenvironnementaux de pression hygiénique animale (IPHA) associés à la santé des populations rurales et urbaines ont été entrepris. Nous suggérons de continuer ce travail par une validation logique et une validation empirique des indices proposés ainsi que par le développement d'un outil de gestion géographique des risques biologiques dans l'agroenvironnement, le tout s'inscrivant à l'intérieur de cinq étapes.

Par ailleurs, un autre travail (Berthiaume, communication personnelle) de modélisation concernant les flux d'azote dans l'entreprise porcine est présentement en phase finale. Un modèle général d'entreprise est nécessaire à cette simulation. Or, bien que plusieurs modèles mathématiques indépendants existent dans la littérature pour simuler certains flux d'azote, (ex. : volatilisation de l'ammoniac à partir des flaques d'urine, etc.), leur agrégation en un tout cohérent (l'entreprise porcine) n'a pas été atteinte. Ce projet propose donc de construire un modèle mathématique des flux d'azote de l'entreprise porcine par l'agrégation de modèles partiels choisis dans la littérature scientifique. Ce modèle devrait permettre de prédire la concentration et la charge en azote des effluents en considérant les caractéristiques des animaux, de leur alimentation, des bâtiments et de la gestion des lisiers.

7.2 Lien avec d'autres travaux en cours de réalisation

Un travail de recherche financé par le MAPAQ dans le domaine de l'agriculture durable a débuté en avril 2002 dans le but de valider et de déterminer les modes

d'utilisation des indices systémiques agroenvironnementaux de pression hygiénique animale (IPHA) associés à la santé des populations rurales et urbaines au Québec que nous avons récemment proposés (Lima, 2000).

7.3 Progrès dans la connaissance

Ce projet rejoint les préoccupations scientifiques entourant les liens qui existent entre les sciences dites " humaines " et les autres sciences. Une des questions scientifiques que ce projet aborde est l'établissement de la transformation des résultats d'une analyse de contenu en critères servant à la prise de décision. L'étude de la relation entre les humains et leur territoire est un aspect de recherche important pour lequel ce projet pourra proposer des réponses.

Une autre préoccupation qu'aborde la recherche est le problème de constitution des stratégies de gestion d'un territoire en respectant les contraintes nécessaires mais en produisant des stratégies de gestion potentiels en nombre limité et couvrant la majorité des options d'utilisation des parcelles du territoire. Le contournement du problème d'explosion combinatoire résultant de plusieurs utilisations possibles d'un ensemble de parcelles de territoire recevra une réponse au moins partielle suite à la réalisation de notre recherche.

7.4 Retombées prévisibles du projet

Le producteur en production animale doit justifier l'apport positif qu'il apporte à la région où il exerce ses activités. Celles-ci ont un impact sur l'environnement par l'effet du lisier ou du fumier et des odeurs. Le producteur peut difficilement mesurer l'impact de ses activités car cela implique qu'il tienne compte de l'effet de multiples éléments de gestion du territoire, dont les préférences de ses voisins. Il est donc important de développer des méthodes de calculs d'indices qui permettront la production de cartes d'aide à la décision quant à l'utilisation du territoire que le producteur peut utiliser pour soutenir la position et la croissance de son entreprise dans sa région.

7.4.1 Conséquences techniques

Les occupants auront à leur disposition les outils de géomatique qui leur permettront de gérer l'impact de leur occupation sur l'environnement et d'en mieux planifier le développement en fonction de cet impact. Ces outils serviront à produire des cartes d'impact qui pourront être utilisées directement et facilement. Ces outils sont constitutifs des outils d'aide à la décision dans la gestion territoriale.

7.4.2 Conséquences économiques

Un frein important à la croissance des entreprises porcines au Québec est la difficulté des négociations avec le secteur de protection de l'environnement. Les outils proposés faciliteront les négociations régionales ou provinciales sur le sujet de l'environnement grâce au support d'une technologie crédible. Les avantages

économiques d'une planification des investissements nécessaires et d'un accès à la croissance sont importants.

7.4.3 Conséquences environnementales et sociales

Les gestionnaires de territoires agricoles pourront utiliser un modèle systémique pour décider de l'utilisation de celui-ci. Ce modèle aura l'avantage d'intégrer les occupants, les caractéristiques du territoire et leurs interrelations. Il permet le support d'une démarche d'aide à la décision fonctionnant avec une transparence démocratique. Le producteur pourra pour sa part communiquer avec ses concitoyens d'une façon ouverte et surtout éclairée sur le sujet de l'impact de son entreprise sur le territoire que ce soit par rapport aux odeurs (vents dominants et urbanisation), à la nappe phréatique (géomorphologie et lisier) ou à l'économie. La planification de l'impact permettra une croissance de l'industrie avec un effet environnemental respectueux de la santé de l'écosystème.

Annexe A

Revue de la littérature sur les diverses dimensions

Les enjeux environnementaux sont certes importants pour permettre le développement durable en agriculture (Blais, 1994). L'exemple de la crise qui a secoué l'industrie porcine québécoise à l'automne 1996 en est un exemple éloquent. Cette crise illustre bien une grande carence en gestion intégrée du territoire, soit le manque d'intégration entre le discours des experts scientifiques (sciences de la terre) et celui des habitants du territoire. Les experts scientifiques ne doivent pas être les seules parties prenantes en ce qui a trait à la gestion d'un territoire à vocation agricole (Deslauriers *et coll*. 1991).

Ceci est d'autant plus vrai que ces spécialistes se sont traditionnellement limités aux caractéristiques physico-chimiques du territoire. La liste des publications en cette matière pourrait occuper tout l'espace alloué à cette demande de subvention; on se restreindra donc ici à certaines. Parmi les principaux problèmes typiques qui sont abordés, on trouve la question des lieux d'entreposage des fumiers (MENVIQ, 1987, 1990) et celle de la fertilisation des sols, selon diverses perspectives, comme l'impact sur les nappes aquifères ou l'évaluation des plans de fertilisation (Asselin et Gill, 1992; Foran et Dean 1991; Hamel, Beaulieu et associés, 1991; Miller, 1991; Dubé, 1983; Guttay *et coll.*, 1956; Hafez *et coll.*, 1974; Bhatnagar 1979; Nuttall, 1970). L'ensemble de ces études est cependant de peu d'utilité pour amorcer et soutenir une discussion sur le partage d'un territoire entre diverses vocations, incluant un volet agricole.

Récemment, sont apparues en Europe de nouvelles approches de gestion territoriale qui visent le développement économique et humain dans le respect de l'environnement (Borghi *et coll.*, 1996). Déjà en 1978, Ploeg et Viljm avaient distingué deux types d'évaluation écologiques, celles incluant uniquement la mesure des caractéristiques propres de l'écosystème et celles tenant compte, en plus, des aspects socio-économiques. Plusieurs critères ont été suggérés pour l'évaluation d'un territoire. Ceux-ci touchent, entre autres, la fragilité, la diversité biologique, les valeurs historique, récréative et éducative (Smith et Théberge, 1986). Dans un territoire agricole, il faut ajouter l'utilisation du territoire et le socio-économique (Ploeg et Vlijm, 1978; Bryant *et coll.*, 1991). Le modèle sanitaire a également été proposé comme façon d'étudier la santé des écosystèmes (Waltner-Toews, 1994). Le paradigme de la santé offre des bases solides pour la réflexion et l'action en intégrant des indicateurs humains, environnementaux et économiques. L'épidémiologie devient une approche importante dans la mise en application du paradigme de la santé (Bigras-Poulin, 1994).

A.1 L'approche par les problèmes complexes

Il faut remonter aux travaux de Simon (1957) pour bien contextualiser les recherches sur l'approche par les problèmes complexes. Celui-ci a en effet introduit une

distinction maintenant fermement établie dans les sciences de la gestion entre problèmes structurés et non-structurés. Ses efforts et ceux des gens qui l'ont suivi ont cependant principalement porté sur la résolution des problèmes structurés *(problem-solving)*. C'est ainsi qu'un grand nombre d'événements affectant la vie des organisations et justifiant une intervention de leurs gestionnaires en vinrent à être regroupés en grands agrégats, puis standardisés à l'aide de modèles formels permettant de les résoudre systématiquement en minimisant l'intervention du gestionnaire. Malheureusement, ces travaux sur le *problem-solving* sont d'un intérêt limité pour l'étude des problèmes organisationnels complexes, ces derniers étant, par définition, non structurés. Le défi central qui attend ceux qui s'attaquent aux problèmes complexes est avant tout de les structurer, de les formuler (Dery, 1983).

En ce qui a trait aux recherches sur les problèmes non structurés, Mintzberg *et coll*. (1976) s'y étaient intéressés par le biais d'une étude sur la prise de décisions stratégiques mais cette piste s'est toutefois révélée limitée (Langley *et coll.,* 1995): on ne découvre pas la “vraie” structure d'un problème de prime abord non structuré, on la construit. C'est dans cette veine que d'autres chercheurs se sont intéressés par la suite aux problèmes non-structurés en insistant sur la nécessité de repenser la notion de problème et sur l'importance d'une réflexion sur le processus menant à la formulation des problèmes organisationnels complexes (Banville *et coll.*, à paraître; Checkland, 1989, 1981; Eden et Radford, 1990; Mason et Mitroff, 1981; Landry, 1995, 1992, 1985, 1983; Landry et Malouin, 1983; Martel et Aouni, 1992; Rosenhead, 1989; Rousseau et Martel, 1996; Roy, 1993, 1985).

A.1.1 L'état des travaux

L'ossature de la démarche de recherche décrite dans la section 4 est fournie par une approche que nous avons mise au point depuis quelques années dans le cadre de travaux sur la définition, la formulation et la résolution de problèmes organisationnels complexes. Nous croyons en effet que la gestion intégrée d'un territoire où doivent cohabiter des personnes en villégiature, des producteurs d'animaux de rente, des usines de divers types, des résidents,… peut certes être qualifiée de problème complexe au sens défini dans l'introduction et que, dans les circonstances, il est tout à fait pertinent de prendre appui sur cette approche que nous continuons d'ailleurs de faire évoluer. La formulation et la résolution de problèmes complexes requièrent une utilisation réfléchie et concertée de multiples approches et outils, ce qui mène à l'arrimage proposé avec la MCDA et les SIG. Nous avons conçu et réalisé un logiciel, appelé PCS[5], pour gérer l'ensemble de l'intervention.

Notre approche est basée sur un certain nombre de constats que nous avons faits au fil de nos recherches et nos interventions. Premièrement, il n'existe pas de critère absolu (unique) pour juger de la validité d'une intervention sur les problèmes complexes. Il faut juger de la pertinence d'une intervention à l'aune du contexte global dans lequel elle se

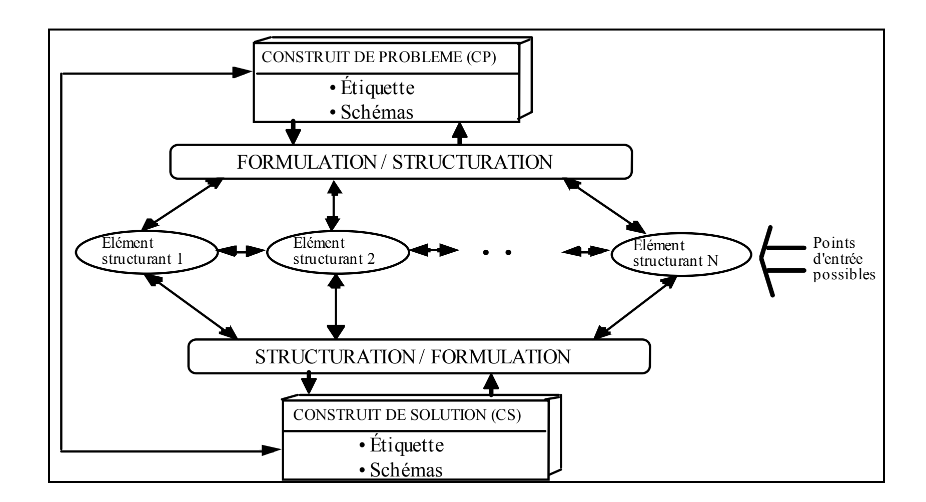
[5] Pour *Problem Construction Software*.

situe en s'appuyant tout autant sur la réflexion et l'expérience passée que sur un savoir scientifiquement sanctionné. Deuxièmement, les problèmes complexes sont des constructions mentales que se font ceux qui y sont confrontés pour donner un sens aux événements auxquels ils font face et sur lesquels ils veulent intervenir. Le consultant n'a pas comme rôle de résoudre le problème à la place de celui (ceux) qu'il tente d'aider. Il doit plutôt agir comme un support à la construction de ce sens. Troisièmement, dans ce rôle d'aidant à la construction du sens, le consultant doit savoir utiliser ses outils méthodologiques avec imagination. De plus, il doit réaliser qu'il est partie prenante à la formulation et ne saurait prétendre à la neutralité dans cette activité politique. C'est en gardant à l'esprit les constats qui précèdent que l'approche que nous allons maintenant décrire prend elle-même tout son sens.

A.1.2 Une brève description de l'approche par les problèmes complexes

Les trois principaux constituants de notre démarche (voir figure plus bas) sont: les éléments structurants du problème, les construits de problème (CP) et les construits de solution (CS). L'intervention débute à proprement parler avec la première rencontre du client primaire, le “ propriétaire ” du problème au sens de Schein (1987). Cette rencontre donne lieu à une entrevue très peu directive où cette(ces) personne(s) est(sont) invitée(s) à parler de la situation problématique. Elles le font généralement à partir de pistes diverses qui deviennent autant d'éléments structurants du problème. Les principaux types d'éléments structurants pertinents et significatifs que nous avons identifiés jusqu'à maintenant sont: les symptômes, les actions possibles, les effets/conséquences, les parties intéressées, les enjeux, les causes, les critères d'évaluation, les buts/objectifs, les non-buts, les questions stratégiques, les affirmations/postulats, les conflits et les clients. Ce sont autant de points d'entrée pour caractériser un problème complexe. Cet ensemble est basé sur nos recherches bibliographiques et notre expérience de terrain. Il est clair que ces éléments structurants sont inévitablement reliés (dimension réticulaire) et que l'énoncé de certains mènera à la recherche de certains autres.

L'entrevue permet de produire, à partir des éléments structurants recensés dans son contenu, un premier modèle de la situation, généralement sous la forme d'une carte cognitive (Eden et Banville, 1994). Cette carte cognitive, et/ou tout autre modèle produit, est un exemple de ce que nous appelons schéma. L'autre composante des CP (et aussi des CS) est l'étiquette qui est un court énoncé caractérisant la situation, p. ex., “ Les porcheries sont mal vues dans la région ”. L'entrevue permet donc de produire une étiquette et un ou des schémas.



Concrètement, un schéma ne comprend jamais l'ensemble complet des éléments structurants possibles. Les schémas sur lesquels nous concentrons nos efforts sont les cartes cognitives, les schémas propres aux diverses méthodes multicritères (MCDA), ceux de l'approche des systèmes souples (Checkland, 1981; 1989) ainsi que ceux de l'approche SAST (Mason et Mitroff, 1981). À titre d'exemple, les schémas pour la MCDA constituent un tout cohérent regroupant les actions possibles, les effets/conséquences et les critères d'évaluation.

La partie inférieure de la figure indique qu'après le travail sur les CP, où le temps fort est sur la formulation, on met l'accent sur la structuration pour produire des CS qui s'arriment et se déduisent logiquement des CP et des divers éléments structurants. Les CS s'expriment également à partir des schémas déjà mentionnés. L'approche par les problèmes complexes est donc susceptible de produire une variété de CP et de CS d'autant plus grande que sont nombreuses et diversifiées les parties intéressées par le problème complexe. Cette variété est ensuite réduite à partir de techniques d'intervention où les parties intéressées sont appelées à trouver, en concertation, des compromis acceptables.

A.2 Aide multicritère à la décision

L'aide multicritère à la décision, paraît comme une discipline bien ancrée dans son temps, surtout lorsqu'on reconnaît la transformation de l'objet de la décision qui est passé de problématiques bien structurées *a priori* à d'autres qui le sont moins, aux frontières floues et instables, considérant simultanément plusieurs points de vue conflictuels. L'aide multicritère à la décision puise, non seulement dans la recherche opérationnelle, mais également dans d'autres disciplines telles que la sociologie, la psychologie et les systèmes d'information et utilise d'autres démarches qui lui sont propres. De plus, le décideur est invité à une participation plus active au processus de décision, ce qui résulte en des rapports décideur-homme d'étude plus fructueux pour le processus de décision. Ceci marque une différence essentielle entre une approche

traditionnelle de la recherche opérationnelle et une approche d'aide multicritère à la décision.

Selon Vansnick (1995), cette activité comprend deux grandes phases: la phase de structuration et la phase d'évaluation. La première phase consiste essentiellement à i) déterminer un ensemble de points de vue intégrant les préoccupations de chaque acteur impliqué dans le problème analysé, et à ii) associer à chacun de ces points de vue un ensemble de niveaux très bien définis (si possible en termes concrets issus de l'expérience des acteurs) qui puissent servir de repères (signifiants aux yeux des acteurs) pour parler du point de vue considéré. L'aide multicritère à la décision reconnaît ainsi la présence de plusieurs acteurs (décideurs, parties prenantes,...). Une démarche multicritère permet de créer une *base relationnelle* entre eux. Il en est de même pour la phase évaluative où les différents acteurs sont appelés à participer en mettant en commun l'ensemble de leurs préférences et de leurs valeurs.

Au cours des dernières décennies, le nombre de méthodes ou de procédures d'agrégation multicritères (PAMC) qui ont vu le jour a augmenté de manière phénoménale. Plusieurs livres ont été publiés récemment (Roy, 1985; Schärlig, 1985; Vincke, 1989; Bana e Costa (dir.), 1990; Bogetoft et Pruzan, 1991; Keeney, 1992; Pomerol et Barba-Romero, 1993; Roy et Bouyssou, 1993; Mayestre *et coll*., 1994; Olson, 1996; Schärlig, 1996); de très nombreuses thèses de Ph.D. portant sur l'analyse multicritère ont été écrites (certaines de ces thèses ont même été publiées sous forme de volume; ex. Andenmatten, 1995; Munda, 1995; Janssen, 1992; Simos, 1990) et ce domaine de connaissances prend de plus en plus de place dans les congrès scientifiques internationaux.

Il existe une panoplie de méthodes et plusieurs sont accompagnées d'un support informatique. La revue de la littérature montre que les outils de l'aide multicritère à la décision ont fait l'objet d'applications diversifiées, notamment pour des décisions avec impacts environnementaux (Mayestre *et coll.*, 1994; Paruccini, 1994).

Il est possible de regrouper ces PAMC autour de trois approches différentes :

1) L'approche du critère unique de synthèse (ex. MAUT, AHP)
2) L'approche du surclassement de synthèse (ex. ELECTRE, PROMETHÉE)
3) L'approche du jugement local interactif

Bien qu'aucune procédure ne soit parfaite, il nous semble que celles appartenant à l'approche du surclassement de synthèse soient appropriées pour la nature des informations que nous sommes susceptibles d'avoir à traiter dans le cadre de ce projet. De plus, ces procédures s'inspirent d'un principe de démocratie que l'on cherche à mettre de l'avant dans notre projet.

A.3 Intégration d'un SIG et de l'analyse multicritère dans un système spatial d'aide multicritère à la décision (SSAMD)

En plus d'aborder la gestion d'un territoire agricole selon une approche par les problèmes complexes, notre démarche se complète par l'intégration d'un SIG et de l'analyse multicritère dans une perspective de développement d'un système spatial d'aide multicritère à la décision. Le but d'un tel système est de fournir un outil performant, convivial et interactif permettant d'analyser les problèmes complexes de gestion dans leur contexte spatial et de faciliter les compromis entre les parties intéressées. Les premiers travaux visant à combiner l'analyse multicritère et les SIG reposaient essentiellement sur les fonctionnalités de superposition et d'analyse de cartes numériques offertes par ces nouveaux outils. Un SIG peut ainsi s'avérer très utile pour générer divers scénarios sur la base de différents critères retenus. De plus, il permet de construire et gérer plus facilement la base de données requise pour le territoire à l'étude et facilite l'évaluation des performances, la visualisation des résultats et la production cartographique. Comme le mentionnent Janssen et Rietveld (1990), les SIG se révèlent dans ce contexte un outil très précieux pour gérer l'aspect spatial d'un problème de gestion complexe.

Ces SIG ont été utilisés dans une variété d'applications: pour identifier des sites de dépôt de déchets nucléaires (Sperry et Smail, 1985), pour évaluer le potentiel de sites à recueillir des déchets liquides (Buckley et Hendrix, 1985), pour appuyer les décisions relatives à la construction de routes (Moreno et Seigel, 1988; Dumolard et Jin, 1993; El Fouladi et Marceau, 1997). Dans la plupart de ces applications, on ne prend cependant pas en compte l'aspect politique et socio-économique du problème, ni les points de vue divergents ou conflictuels des parties intéressées. D'autres chercheurs se sont heureusement attardés à cet aspect (Carver, 1991; Pereira et Duckstein, 1993; Banai, 1993; Eastman, 1993; Malczewski, 1996), mais personne n'est allé aussi loin dans l'intégration des dimensions proprement politiques du processus de décision collective que nous proposons de le faire dans ce projet.

L'intégration de l'analyse multicritère et des SIG par le biais de l'approche par les problèmes complexes devrait permettre de développer un véritable système spatial d'aide multicritère à la décision (SSAMD). Tel que formulé par Jankowski *et coll.* (1997), l'objectif central d'un SSAMD est de permettre aux parties intéressées: 1) d'explorer et de comprendre le problème, 2) de construire et de discuter des critères de décision, 3) de générer et d'évaluer des solutions alternatives et 4) d'obtenir une solution issue d'un consensus. Il est généralement admis qu'un tel système doit allier les fonctionnalités de gestion, d'analyse et de visualisation de données spatiales d'un SIG à une procédure d'agrégation multicritère dans une approche intégrée de gestion de problèmes complexes.

Annexe B

Références bibliographiques

Abu-Ashour, J. , Joy, D. M., Lee, H., Whiteley, H.R. and Zelin, S.(1994), Transport of microorganisms through soil. Water, air and soil pollution, 75, p 141-158.

Asselin, R. et J. Gill (1992), Épandage en post-levée vs compaction du sol, rapport interne, Nicolet : Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, Direction régionale des Bois-Francs.

Asselin, R., Gill J., 1992. Épandage en post-levée vs compaction du sol. rapport interne. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, Direction régionale des Bois-Francs, Nicolet.

Bana e Costa, C. A. (dir.) (1990), Readings in Multiple Criteria Decision Aid, New-York : Springer-Verlag.

Banai, R. (1993), "Fuzziness in geographical information systems: contributions from the analytic hierarchy process", International Journal of Geographical Information Systems, 7(4), p. 315-329.

Banville, C., M. Landry, J.-M. Martel et C. Boulaire (à paraître), "A Stakeholder Approach to MCDA", Syst. Res. Behav. Sci.

Barnett, G.M., 1991. Deleterious effects of animal manure. Dans: Proceeding of the National Workshop on Land Application of Animal Manure. Ottawa, Ontario, june.

Bhatnagar, V. K. (1979), Mechanisms responsible for differences in P enrichment of eroded sediment with additions of manure of fertiliser P., Ph.D. Thesis, Dept. of Land resource Science, Guelph (ON) : University of Guelph.

Bigras-Poulin M. (1994), "Gestion intégrée des données pour une surveillance de l'environnement: Concertation, information, communication", Méd. Vét. Québec, spécial environnement : 60-64.

Blais M.-F. (1994), "Les enjeux environnementaux et le développement durable en agriculture", Méd. Vét. Québec, spécial environnement : 42-47.

Bogetoft, P. et P. Pruzan (1991), Planning with Multiple Criteria, Amsterdam : North Holland.

Bogosian, G., Sammons, L.E., Morris, P.J.L., O'neil, J.P., Heitkamp, M.A. and Weber, D.B. (1996) Death of the Escherichia coli K-12 strain W3110 in soil and water, Applied and Environmental Microbiology, 61 (11): 4114-4120.

Borghi, P., E. Macellari, V. G. G. Menella et P. R. Porceddu (1996), L'utilisation du SIG et la mise au point d'outils d'aide à la décision dans le secteur agricole dans la province de Perujia, séminaire "Formation-Développement territorial- Emploi", Mons (Belgique), Octobre.

Bryant C. R., C. Marois, S. Laurendeau et P. Deslauriers (1991), "Behavioural considerations in the interpretation of farm adaptation and change in the Toronto and Montréal fringes", Proceedings of Canadian association of geographers, Queen's university, Kingston.

Bryant CR, Marois C, Laurendeau S, Deslauriers P, 1991. Behavioural considerations in the interpretation of farm adaptation and change in the Toronto and Montrél fringes. Proceedings Canadian association of geographers, Queen's university, Kingston.

Buckley, D. J. A. et W. D. Hendrix (1985), "Use of geographic information systems in assessment of site suitability for land application of waste", in B.K. Opitz (dir.), Proceedings of the Workshop on Geographic Information Systems in Government, 2, Springfield (VA), p. 645-655.

Carver SJ, 1991. Integrating multi-criteria evaluations with geographical information systems. Int J geographical information systems, 5:321-339.

Carver, S. J. (1991), "Integrating Multi-Criteria Evaluation with Geographical Information Systems", International Journal of Geographical Information Systems, 5(3), p. 321-339.

Checkland, P. (1981), Systems Thinking, Systems Practice, Chichester: John Wiley and Sons.

Checkland, P. (1989), "Soft Systems Methodology", Human Systems Management.

Conner, D.E. and Kotrola, J.S. (1995) Growth and survival of Escherichia coli O157:H7 under acidic conditions, Applied and Environmental Microbiology, 61 (1): 382-385.

Crane, S.R., Moore, J.A., Grismer, M.E. and Miner, J.R. (1983) Bacterial pollution from agricultural sources: a review, Transations of the ASAE, 26 (3): 858-872.

Dery, D. (1983), "Decision-making, Problem-solving and Organizational Learning", Omega, 11(4).

Deslauriers P, Marois C, Bryant CR, 1991. Les processus agissant sur l'agriculture peri-urbaine montréalaise depuis 1980. In "Rural and urban fringe studies in Canada", Ed. Kenneth B Busly, York university.

Deslauriers P., C. Marois et C. R. Bryant (1991), "Les processus agissant sur l'agriculture peri-urbaine montréalaise depuis 1980", in Busly, K. B. (dir.), Rural and urban fringe studies in Canada, Toronto (ON) : York University.

Dubé, A. (1983), "Le sol et l'utilisation des fumiers", in Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, Manuel de gestion agricole des fumiers.

Dumolard, P. et S. Jin (1993), "L'autoroute nouvelle en zone périurbaine et environnement: l'exemple du projet Grenoble-Sisteron dans la base vallée du Drac", dossier, Revue de géographie alpine, no. 9, Grenoble : Institut de géographie alpine, Université Joseph Fourier, p. 25-32.

Eastman, J. R. (1993), IDRISI: A grid based geographic analysis system version 4.1, Clark University Graduate School of Geography.

Eden C, Banville C, 1994. Construction d'une vision stratégique au moyen de la carte cognitive assistée par ordinateur. Cartes cognitives et organisations, P.U.L. Québec et Paris, Editions Eska, p: 81-110.

Eden, C. et J. Radford (dir.) (1990), Tackling Strategic Problems, Londres : Sage Publications.

Eden, C. et C. Banville (1994), "Cartes cognitives et ordinateurs : Mise au point et implantation d'une vision stratégique", in Cossette, P. (dir.), Cartes cognitives et organisations, Québec : Presses de l'Université Laval et Éditions ESKA.

El Fouladi, A. et D. J. Marceau (1997), "Optimisation d'un corridor routier dans la région du Rif, au Maroc, en réponse à la liaison fixe Europe-Afrique à travers le détroit de Gibraltar", article soumis à la Revue internationale de géomatique.

Faust, M.A. (1982) Relationship between land-use practice and fecal bacteria in soils, J. Environ Quality, 11(1), p 141-146.

Foran, M.E., Dean, D. 1991. The land application of liquid swine manure and its effect on tile drain water quality. Ausable Boyfield Conservation Authority. Ontario.

Foran, M. E. et D. Dean (1991), The land application of liquid swine manure and its effct on tile drain water quality, Ontario : Ausable Boyfield Conservation Authority.

Gerba, C.P. and Bitton, G. (1984) Groundwater pollution microbiology. John Wiley & Sons, USA.

Gibbons, M., C. Limoges, H. Nowotny, S. Schwartzman, P. Scott et M. Trow (1994), The New Production of Knowledge: The Dynamics of Science and Research in Contemporary Society, Thousand Oaks (CA) : Sage.

Gledel, J. (1985) Role des reservoirs et de l'environnement dans la Salmonellose bovine, Epidemiologie et Santé Animale, 7, 39-70.

Guttay , J. R., R. L. Cook et A. E. Erickson (1956), "The effect of green and stable manure on the yield of crops and on the physical condition of a Tappan-Parkhill loam soil", Sci. Soc. Am Proc., 20 : 526-

28.

Hafez, A. A. R., J. Azevedo, J. Rubin et P. R. Stout (1974), "Physical properties of farm animal manures", California Agr. Exp. Station bull., 867.

Hamel, Beaulieu et associés (1991), Impact des périodes d'épandage du lisier de porcs sur la qualité des eaux de drainage, rapport no 21-18480-580-023.

Himathongkham, S. and Riemann, H. (1999) Destruction of Salmonella typhimurium, Escherichia coli O157:H7 and Listeria monocytogenes in chicken manure by drying and/or gassing with ammonia, FEMS Microbiology Letters, 171, 179-182.

Humphrey, T.J. and Beckett, P. (1987) Campylobacter jejuni in dairy cows and raw milk, Epidem. Inf., 98, 263-269.

Jankowski, P., T. L. Nyerges, A. Smith, T. J. Moore et E. Horvath (1997), "Spatial group choice: a SDSS tool for collaborative spatial decision-making", International Journal of Geographical Information Science, 11(6), p. 577-602.

Janssen, R. et P. Rietveld (1990), "Multicriteria Analysis and Geographical Information Systems: An Application to Agricultural Land Use in the Netherlands", in Scholten, H. J. et J. C. H. Stillwell (dir.), Geographical Information Systems for Urban and Regional Planning, p.129-139.

Jones, D.L. (1999) Potential health risks associated with the persistence of Escherichia coli O157 in agricultural environments, Soil Use and Management, 15, 76-83.

Jones, P.W. (1980) Animal health today - problems of large livestock units (disease hazards associated with slurry disposal), Br. Vet. J., 136 (6): 529-542.

Joy, D.M., Lee, H., Reaume, C.M., Whiteley, H.R. and Zelin, S. (1998) Microbial contamination of subsurface tile drainage water from field applications of liquid manure, Canadian Agricultural Engineering, 40 (3): 153-160.

Keeney, R. (1992), Value Focused Thinking: A Path to creative Decision Making, Cambridge : Harvard University Press.

Kudva, I.T. , Blanch, K. and Hovde, C.J. (1998) Analysis of Escherichia coli O157:H7 survival in ovine or bovine manure and manure slurry. Applied and environmental microbiology,64 (9), 3166-3174.

Kumar, R. Gupta, M.K. and Kanwar, S.S. (1999) Fate of baterial pathogens in cattle dung slurry subjected to anaerobic digestion, World Journal of Microbiology and Biotechnology, 15, 335-338.

Landry M, 1988. Les problèmes organisationnels complexes et le défi de leur formulation. C J A S, 5:34-48.

Landry M, 1995. A note on the concept of problem. Organization Studies, 16/2:315-343.

Landry, M. (1983), "Doit-on concevoir ou analyser les problèmes complexes?", Angewandte Systemanalyse/Applied Systems Analysis/Analyse des systèmes appliquée, Band 2/Heft 2.

Landry, M. (1985), "À la recherche d'une meilleure compréhension de la nature des problèmes organisationnels", Actes du colloque : perspectives de recherche pour le praticien, Rouyn-Noranda (QC) : Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue.

Landry, M. (1992), "Pour une vision élargie de la rationalité", Revue canadienne des sciences de l'administration/Canadian Journal of Administrative Sciences, 9(4).

Landry, M. (1995), "A Note on the Concept of Problem", Organization Studies, 16(2).

Landry, M. et J.-L. Malouin (1983), "Pour une meilleure utilisation des experts-conseils en administration", Gestion, 8(2).

Langley, A., H. Mintzberg, P. Pitcher, E. Posada et J. Saint-Marcary (1995), "Opening up Decision Making: The View from the Black Stool", Organization Science, 6(3).

Levallois, P., Lavoie M., Théberge S., 1987. Étude de l'impact du lisier de porc sur la qualité de l'eau dans le bassin de la rivière Beaurivage en regard de la santé humaine. Département de santé communautaire du Centre hospitalier de l'Université Laval, Sainte-Foy

Lima, J.R.P. DeAndrade (2000). Développement d'Indices Agro-écologiques pour Évaluer la Pression Hygiénique de la Production Animale au Québec. Mémoire de maîtrise, Université de Montréal.

Lin, H.S., Scott, H.D. and Steele, K.F. (1996) Development of a ground water vulnerability map for pesticide contamination for the Arkansas delta using GIS. Proceedings of the AWRA Annual Symposium, GIS and water resources. 211-220.

Linton, A.H. and Hinton, M.H. (1988) Enterobacteriaceae associated with animals in health and disease, Journal of Applied Bacteriology Symposium Supplement, 71S-85S.

Mailhot, A., Rousseau, A. N., S. Massicotte, J. Dupont et J.-P. Villeneuve. (1997). A Watershed-Based System for the Integrated Management of Surface Water Quality: The GIBSI System. Water Science Technology, 36(5): 381-387.

Malczewski, J. (1996), "A GIS-based approach to multiple criteria group decision-making", International Journal of Geographical Information Systems, 10(8), p. 955-971.

Martel JM, Aouni B, 1992. Méthode multicritère de choix d'un emplacement: le cas d'un aéroport dans le Nouveau Québec. INFOR, 30:97-117.

Martel, J.L. (1985) L'infection salmonellique des bovins, Épidémiologie et Santé Animale, 7, 70-80.

Martel, J.-M. et B. Aouni (1992), "Méthode multicritère de choix d'un emplacement: Le cas d'un aéroport dans le Nouveau-Québec" Infor, 30(2).

Mason R. O. et I. Mitroff (1981), Challenging Strategic Planning Assumptions: Theory, Cases and Techniques, New York (NY) : John Wiley and Sons.

Mayestre, Pictet et Simos (1994), Méthodes multicritères ELECTRE, Presses Polytechniques et Universitaires Romandes.

Mechie, S.C., Chapman, P.A. and Siddons, C.A. (1997) A fifteen month study of Escherichia coli O157:H7 in a dairy herd, Epidemiology and Infection, 118, 17-25.

Michel, P., Wilson, J.B., Martin, S.W., Clarke, R.C., McEwen, S.A. and Gyles, C.L. (1999) Temporal and geographical distributions of reported cases of Escherichia coli O157:H7 infection in Ontario, Epidemiol. Infect., 122, 193-200.

Miller, M. H. (1991), "Environmental considerations in land applications of animal manure - Water pollution", Proceedings of the National Wordshop on Land Application of Animal Manure, Ottawa (ON) : Conseil de Recherches agricoles du Canada, p. 125-137.

Mintzberg, H., D. Raisinghani, et A. Théorêt (1976), "The Structure of 'Unstructured' Decision Processes", Administrative Science Quarterly, 21 : 246-274.

Moreno, D. et M. Siegel (1988), "A GIS approach for corridor siting and environmental impact analysis", Proceedings of GIS/LIS'88, vol. 2, San Antonio (TX), p. 507-514.

Morin, E. (1977), La méthode. 1. La nature de la nature, Paris: Éditions du Seuil.

Nuttal, W. F. (1970), "Effects of organic amendments on some physical properties of luvisolic soils in relation to emergence of rapeseed in growth chamber", Can. J. Soil Sci., 50 : 397-402.

Olson, D. L. (1996), Decision Aids for Selection Problems, Springer.

Paruccini, M. (dir.) (1994), Applying Multiple Criteria Aid for decision to Environmental Management, Kluwer Academic Publishers.

Patni, N.K. (1991) Overview of land application of animal manure in Canada, Proceedings of the National Workshop on land application of animal manure, Ottawa, Ontario, Canada, p. 7-17.

Pereira, J. M. C. et L. Duckstein (1993), "A multiple criteria decision-making approach to GIS-based land suitability evaluation", International Journal of Geographical Information Systems, 7(5), p. 407-424.

Ploeg SWF, Vlijm L, 1978. Ecological evaluation, nature conservation and land use planning with particular reference to methods used in the Netherlands. Biological conservation, 14:197-221.

Ploeg, S. W. F., L. Vlijm (1978), "Ecological evaluation, nature conservation and land use planning with particular reference to methods used in the Netherlands", Biological conservation, 14 : 197-221.

Pomerol, J. C. et S. Barba-Romero (1993), Choix multicritère dans l'entreprise. Hermès.

Rice, D.H., McMenamin, K.M., Pritchett, L.C., Hancock, D.D. and Besser, T.E. (1999) Genetic subtyping of Escherichia coli O157 isolates from 41 Pacific Northwest USA cattle farms, Epidemiol. Infect, 122, 479-484.

Riemann, H.P. and Cliver, D.O. (1998) Escherichia coli O157:H7. Veterinary Clinics of North America: food animal practice, 14 (1) 41-48.

Rollins, D.M. and Colwell, R.R. (1986) Viable but nonculturable stage of Campylobacter jejuni and its role in survival in the natural aquatic environment, Applied and Environmental Microbiology, 52 (3): 531-538.

Rosenhead, J. (dir.) (1989), Rational Analysis for a Problematic World, Chichester: John Wiley and Sons.

Rothmaier, R., Weidenmann, A. and Botzenhart, K. (1997) Transport of Escherichia coli through soil to groundwater traced by randomly simplified polymorphic DNA (RAPD), Water Science Tech., 35 (11-12) : 351-357.

Rousseau, A. et J.-M. Martel (1996), "La décision participative : Une démarche pour gérer efficacement les conflits environnementaux", Document de travail #96-24, Sainte-Foy (QC) : Faculté des sciences de l'administration, Université Laval.

Rousseau, A. N., A. Mailhot et J.-P. Villeneuve. (2000b). La gestion de l'eau par bassin versant: Problématique, éléments de solution et exemples d'application du système informatisé GIBSI. Vecteur Environnement 33(5): 27-30, 51-54.

Rousseau, A. N., A. Mailhot, R. Turcotte et J.-P. Villeneuve. (2000c). Risk-based TMDL assessment using the integrated modelling system GIBSI. Watershed Management 2000 Conference, Water Environment Federation et British Columbia Water and Wastes Association, Vancouver, British Columbia, Canada, July 9-12, 2000.

Rousseau, A. N., A. Mailhot, R. Turcotte, M. Duchemin, C. Blanchette, M. Roux, J. Dupont et J.-P. Villeneuve. (2000a). GIBSI: an integrated modelling system prototype for river basin management. Hydrobiologia, 422/423: 465-475.

Roy B, 1985. Méthodologie multicritère d'aide à la décision. Editions Économica, Paris, pp: 421.

Roy, B. (1985), Méthodologie Multicritère d'Aide à la Décision, Paris : Économica.

Roy, B. (1993), "Decision Science or Decision-aid Science?", European Journal of Operational Research, 66(2).

Roy, B. et D. Bouyssou (1993), Aide Multicritère à la décision: Méthodes et Cas, Economica : Paris.

Roy, B. et D. Vanderpooten (1995), "The European School of MCDA: A Historical Review", 14th European Conference on Operational Research, semi-plenary papers, Jerusalem, Juillet.

Rudolph, D.L., Barry, D.A.J. and Goss, M.J. (1998) Contamination in Ontario farmstead domestic wells and its association with agriculture: 2. Results from multilevel monitoring well installations, Journal of Contamination Hydrology, 32, 295-311.

Schärlig, A. (1996), Pratiquer Electre et Promethée, un complément à décider sur plusieurs critères, Collection Diriger l'Entreprise, Lausanne : Presse Polytechnique et Universitaires Romandes.

Schärlig, J. (1985), Évaluer l'impact sur l'environnement, Lausanne : Presses polytechniques romandes.

Schein, E. H. (1987), Process Consultation, Volume II: Lessons for Managers and Consultants, Reading (MA): Addison-Wesley.

Schein, E. H. (1988), Process Consultation, Volume I: Its Role in Organization Development, Reading (MA) : Addison-Wesley.

Shere, J.A., Bartlett, K.J. and Kaspar, C.W. (1998) Longitudinal study of Escherichia coli O157:H7 dissemination on four dairy farms in Wisconsin, Applied and Environmental Microbiology, 64 (4): 1390-1399.

Simon, H. (1957), Administrative Behaviour, 2ième édition, New York : Macmillan.

Smith, P. G. R. et J. B. Theberge (1986), "A review of criteria for evaluating natural areas", Environmental management, 10 : 715-734.

Sperry, S. L. et H. E. Smail (1985), "The geographical information system process and its application to environmental assessment of a high-level nuclear waste repository", in Opitz, B. K. (dir.), Proceedings of the Workshop on Geographic Information Systems in Government, vol. 2, Springfield (VA), p. 657-676.

Stanley, K., Cunningham and Jones, K. (1998a) Isolation of Campylobacter jejuni from groundwater, Journal of Applied Microbiology, 85, 187-191.

Stanley, K.N., Wallace, J.S. and Jones, K. (1998b) Note: Thermophilic campylobacters in dairy slurries on Lancashire farms: seasonal effects of storage and land application, Journal of Applied Microbiology, 85, 405-409.

Stanley, K.N., Wallace, J.S., Currie, J.E., Diggle, P.J. and Jones, K. (1998) The seasonal variation of thermophilic campylobacters in beef cattle, dairy cattle and calves. Journal of Applied Microbiology, 85, 472-480.

Turpin, P.E., Maycroft, K.A., Rowlands, C.L. and Wellington, E.M.H. (1993) Viable but non-culturable salmonellas in soil, Journal of Applied Bacteriology, 74, 421-427.

Vansnick, J. C. (1995), "L'aide Multicritère à la décision: une activité profondément ancrée dans son temps", Newsletter of the European Working Group "Multicriteria Aid for Decisions", Series 2 (6), spring.

Villeneuve, J.-P., C. Blanchette, M. Duchemin, J.-F. Gagnon, A. Mailhot, A. N. Rousseau, M. Roux, J.-F. Tremblay et R. Turcotte. (1998b). Rapport Final du Projet GIBSI, Mars 1998, Rapport No. R-462, INRS-Eau, Sainte-Foy, QC.

Villeneuve, J.-P., P. Hubert, A. Mailhot et A. N. Rousseau. (1998a). La modélisation hydrologique et la gestion de l'eau. . Revue des sciences de l'eau, 11(n° spécial): 19-39.

Vincke, P. (1989), L'aide multicritère à la décision, Éditions de l'Université de Bruxelles.

Vuorinen, A.H. and Saharinen, M.H. (1997) Evolution of microbiological and chemical parameters during manure and straw co-composting in a drum composting system, Agriculture Ecosystems and Environment, 66, 19-29.

Walker, S.E. (1998) A model for predicting bacteria concentrations in runoff from agricultural lands, master of science thesis, Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, Virginia, USA.

Waltner-Toews D. (1994), "L'impact de l'agriculture sur la santé de l'écosystème", Méd. Vét. Québec, spécial environnement : 53-55.

Wang, G. and Doyle, M.P. (1998) Survival of enterohemorrhagic Escherichia coli O157:H7 in water, Journal of Food Protection, 61 (6): 662-667.

Annexe C

Étapes à franchir et échéances

BLOC 1										**0**	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**
Étapes	mois															
Préparation : choix du territoire, inventaire des données disponibles sur ce territoire, planification des achats (p. ex. cartes), inventaire et sélection des parties intéressées, sélection des ressources disponibles																
Entrevues, analyse de contenu et structuration des préoccupations centrales *																
Constitution de l'ÉGP (10 à 15 personnes) *																
BLOC 2										**0**	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**
Étapes	mois															
IPHA																
Modèle d'entreprise, Philippe																
SIG																

* Travail de terrain intensif

BLOC 3	**7**	**8**	**9**	**0**	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**0**
Étapes	mois													
Constitution et définition des règles de composition des stratégies de gestion *														
Intégration nouveaux critères														
Application des règles de composition														
Rapport final														